土壌・地下水汚染の GPR 計測

佐藤 源之*・鹿 琪**

Evaluation of soil and ground water contamination by GPR

Motoyuki Sato* and Qi Lu**

ABSTRACT

Detection and evaluation of contaminated soil and ground water by GPR method was discussed. The electric properties of soil and contaminant and their mixed material are significant for GPR. Some models for mixed material including CRIM model were discussed. As an example, CRIM model was compared with the measured parameters using sampled core, and showed good agreement under low water content condition. Generally, if soil is contaminated by hydrocarbon contaminant such as DNAPL and LNAPL, the contaminant will replace the water in soil. Consequently, the conductivity of the soil will decrease, and the dielectric constant of the soil will also decrease. We think GPR detect the change of the dielectric constant of the soil and can detect the anomaly caused by the contamination. However, we should note that if there is chemical or bio-chemical reaction related to the contamination, the phenomena will be much more complex. Then we showed some examples of GPR profiles, which were applied to soil contamination and ground water problems. We showed that the change of ground water table by 5cm can be detected by GPR, which means GPR has a good possibility for detecting small anomaly due to contamination, if the phenomena happen in a short period, or if we can measure the time-lapse data. When the contamination is steady state, we can use the combination of profile and CMP measurements by GPR. CMP measurement will provide good information about the material that causes reflection in profile GPR measurement.

Key words: GPR, ground water contamination, soil contamination

はじめに

工業廃棄物が土壌に浸透することで発生する土壌・地下水汚染問題が社会的問題となっている。石油タンクや配管からの漏洩、廃棄物の不法投棄、工場その他施設において過去に排出された工業廃棄物などが我が国における主要な土壌汚染の原因と考えられる。一方アメリカにおいては軍事施設の縮小閉鎖と転用に伴う土壌汚染の浄化問題が顕著化し、各種研究が行われてきた。

土壌汚染、地下水汚染の分布を知るためにはサンプリングした土壌試料の化学分析が直接的であるが、汚染物質が土壌中を移動することを考えると土壌のサンプリン

グそのものが汚染の状態を変化させる、あるいは新たな水みちを作ることで汚染を拡大する恐れすらある。またサンプリングのためのボーリング作業は時間と経費を要する。そこで非開削で行える物理探査法が注目を集めている。Olhoeft (1986) は電氣的、電磁氣的方法による土壌汚染の計測について直流、低周波数の電氣的計測が低抵抗率(比抵抗)の汚染物質の位置特定に有効であり、地中レーダ (Ground Penetrating Radar: GPR) が誘電率の変異を捉えて汚染物質を検知するのに有効であると報告している。GPR を利用した土壌汚染の検知手法は1980年代より試みられてきた。汚染物質が土壌に浸透することで生じる電氣的な性質の変化を電気、電磁的な

2005年8月22日原稿受付；2005年10月27日受理

* 東北大学東北アジア研究センター
〒980-8576 仙台市青葉区川内41

** 東北大学大学院環境科学研究科

Manuscript received August 22, 2005; Accepted October 27, 2005.

* Center for Northeast Asian Studies, Tohoku University
41 Kawauchi Aoba-ku Sendai, 980-8576, Japan

** Graduate School of Environmental Studies, Tohoku University

方法で検知し、汚染地域と濃度を推定しようとするアイデアは明快であるが、実際に土壌ではどのような現象が起き、物理探査では何を計測しているのかは必ずしも明らかにされていない。

物理探査手法の選択は常に計測対象の物理的性質に基づいて行う。つまり、物理的なコントラストが大きなパラメータを計測する必要がある。土壌・地下水汚染では水の影響が大きいので電気、電磁気的方法が広く使われている。そのため、まず土壌と汚染物質に関する性質、特に油、水が土壌に混ざった混合物質の電気的特性について考察し、次にGPRの土壌汚染計測への適用について説明し、最後に手法の適用限界について述べる。

1. 土壌汚染のモデル

石油系物質は疎水性液体 (Nonaqueous phase liquid: NAPL) であり、典型的な土壌汚染物質の一種類である。NAPL は水に対する比重の違いにより水より軽い Light nonaqueous phase liquid: LNAPL と水より重い Dense nonaqueous phase liquid: DNAPL に分類される。石油系物質を想定し、Fig. 1 に汚染物質の土壌中での拡散モデルを示す (Newell et al., 1995; Mercer and Cohen, 1990)。何らかの原因で土壌に撒かれた汚染物質は重力によって地下水より上部の不飽和層を深部に向かい浸透するが間隙水圧とのバランスにより次第にゆっくりとした動きとなる。地下水面に到達した汚染物質は地下水の流動により水平方向の拡散を始める。多くの場合、汚染物質の移動は地下水の動きと強く関係していると考えられるので流動する汚染物質は水と汚染物質が間隙をほぼ飽和している状態であると考えられる。

土壌・地下水汚染は地表面から 10 m 以内程度の比較的浅い領域を対象とすることに特徴がある。浅層物理探査において汚染領域の特定、あるいはイメージングを行うために弾性波法、磁気探査法の利用も可能であるが、汚染問題に限定すれば必ず地下水が関与することから、

一般に地下水は周囲の土壌に比べて際だって大きな導電率と誘電率を有するので電気、電磁気手法が適していると考えられる。

石油系汚染物質を電気・電磁気的な物理探査手法で検知する原理を明らかにするためには、汚染物質が土壌に混在したときの物質の性質について知る必要がある。代表的な地中媒質の導電率、誘電率の乾燥状態と湿潤状態での代表値を Table 1 にまとめる (Daniels, 2004)。乾燥状態では比誘電率の分布範囲は小さいが湿潤状態では分布幅が大きくなることに特徴がある。つまり、土壌や岩石などで構成される地層の比誘電率は地層・土壌の含水率に強く依存する。

土壌の含水率 θ と比誘電率 ϵ_r については次の実験式 (Topp の式) が Topp et al. (1980) によって与えられ、TDR (Time Domain Reflectometry) 法による含水率計測などで利用されている。

$$\theta = -0.0503 + 0.0292\epsilon_r - 5.5 \times 10^{-4} \epsilon_r^2 + 4.3 \times 10^{-6} \epsilon_r^3 \quad (1)$$

Table 1 Conductivity and dielectric constant of typical material in soil and earth crust (@100 MHz) (Daniels, 2004)

Material	Conductivity (S/m)		Dielectric Constant	
	Dry	Wet	Dry	Wet
Air	0		1	
Pure water	10^{-4} – 10^{-2}		81	
Sea water	4		81	
Clay	10^{-3} – 10^{-1}	10^{-1} –1	2–6	15–40
Granite	10^{-8} – 10^{-6}	10^{-3} – 10^{-2}	5	7
Soil (Sand)	10^{-4} – 10^{-2}	10^{-2} – 10^{-1}	4–6	15–30
Soil (Loam)	10^{-4} – 10^{-3}	10^{-2} – 10^{-1}	4–6	10–20
Soil (Clay)	10^{-4} – 10^{-1}	10^{-1} –1	4–6	10–15

Fig. 1 Diffusion model of contaminant in soil.

Fig. 2 Dielectric constant and water content: Topp's equation (Topp et al. 1980).

Topp の式を Fig. 2 に示す。一方地下水を含む岩石、土壌媒質の抵抗率（比抵抗）については Archie (1942) の式がよく知られている。

$$\rho = a\phi^{-b}f^{-c}\rho_w \quad (2)$$

ここに ϕ は間隙率、 f は抵抗率（比抵抗） ρ_w の間隙水を含む体積比、 a, b, c は比例定数である。

(1) (2) 式は均質な土壌媒質に水が含まれている場合、含水率と誘電率、導電率に一意の関係があることを示している。

通常の土壌・岩石の電気的な性質は地下水が誘電率、導電率共に他の構成物質に比べて際だって大きな値をもつことから、水を考慮した (1) (2) 式の性質は重要である。

土壌汚染では、液相として水以外に汚染物質が液体として含まれることが通常の土壌と異なる。汚染に関与する石油系物質の電気的特性を Table 2 にまとめる。これらの汚染物質はほとんどが絶縁性であるため導電率は示していない。Table 2 より、汚染物質の比誘電率は乾燥した土壌の比誘電率と大差がないことがわかる。従って油成分が混在する土壌は乾燥した土壌と電気的な性質が類似しており、汚染物質の検知は難しいが、水が関係することでその電気的性質に違いが現れる。

次に、土壌に水と汚染物質が混合していくときの土壌の電気特性について考察する。一般の岩石・地層構成物質は、数種類の物質の混合として取扱う必要がある。しかし混合する構成物質の粒子形状によって混合媒質の電気的特性は変化するなど、理論的に統一した取り扱いが難しく、Topp の式や Archie の式のような経験式も広く用いられている。

水で満たされた層状誘電体モデルについて Parkhomenko (1967) は印加電界の向きが層に平行である場合の比誘電率を

Table 2 Electric properties of contaminant

Material Type	Dielectric Constant	Frequency	
Ethyl Alcohol	4.67	3 GHz	C ₂ H ₅ OH
Carbon Tetrachloride	2.24	3 GHz	CCl ₄
Methyl Alcohol	9.72	7.5 GHz	CH ₃ OH
Transformer oil	2.22	8 MHz	
Petroleum	2.13	<1 MHz	

$$\epsilon_r = (1 - \phi)\epsilon_m + \phi\epsilon_w \quad (3)$$

ここに ϵ_r , ϵ_m , ϵ_w はそれぞれ層状媒質、構成物質、水の比誘電率、 ϕ は間隙率であり、また印加電界の向きが層に垂直である場合の比誘電率は

$$\epsilon_r = \frac{\epsilon_m\epsilon_w}{(1 - \phi)\epsilon_m + \phi\epsilon_w} \quad (4)$$

として与えた。堆積岩のような層状の構造をもつ岩石について (3) (4) 式は良いモデルを与えるが、層厚が波長に比べて十分に薄くない堆積構造の土壌や地下水汚染に直接関与する浅層土壌については、電磁気的モデルとしての適用性は狭い。

土壌・地下水汚染では、汚染されていない土壌（基質）、汚染物質（石油系物質）、水を混合物質の構成要素と考える。こうした場合には 2 種類以上の媒質がランダムに混合するモデルがより適切である。GPR での計測を念頭においた混合媒質については、いくつかのモデルが提唱されているが以下に代表的な CRIM モデルと EMT モデルを紹介する。

CRIM (Complex refractive index method) モデルは Wharton et al. (1980) によって提案されたモデルであ

り、混合物質の構成要素物質の比誘電率の寄与を混合比率で表現する。汚染物質を含む土壌は以下のようにモデル化する。

$$\sqrt{\epsilon_r} = (1-\phi)\sqrt{\epsilon_s} + \phi s_w \sqrt{\epsilon_e} + \phi(1-s_w)\sqrt{\epsilon_h} \quad (5)$$

ここで ϵ_r , ϵ_s , ϵ_w , ϵ_h は汚染土壌, 元の土壌, 水, 汚染物質の比誘電率, ϕ は間隙率, ϵ_w は間隙中を飽和する水の体積率で, 水以外の間隙は汚染物質で充填されているとする。CRIM モデルは構成要素が均質に分布する媒質に対して広い適用性を持っている。しかし CRIM モデルは電磁気学的な性質に基づき導出されたモデルではなく, モデルの物理的意味を説明することはできない。例えば球状と円盤状の粒子を均質な誘電体に分散させた場合, 混合媒質の誘電率は異なることが知られている (例えば二村, 1972)。しかし CRIM モデルでは各物質の粒子形状が変わっても, 体積率が一定であれば同一の誘電率を与える。つまり物理的な意味を持たないということは, どのような場合に適切なモデルであるかが明確ではない。

これに対して Feng and Sen (1985) は基質と汚染物質が共に球状粒子で導電性水溶液中に分散しているという混合物質モデルについて, 混合物質の誘電率 ϵ の変化率が

$$\frac{d\epsilon}{3\epsilon} = \frac{dV_m}{V_m + V_w + V_h} \frac{\epsilon_m - \epsilon}{\epsilon_m + 2\epsilon} + \frac{dV_h}{V_m + V_w + V_h} \frac{\epsilon_h - \epsilon}{\epsilon_h + 2\epsilon} \quad (6)$$

として与えられる (Effective medium theory: EMT) モデルを示した。ここで V_m , V_w , V_h は基質, 水, 汚染物

質の体積率であり, ϵ_m は基質の比誘電率である。式(6)は比誘電率についての微分方程式であるが,

$$\frac{dV_m}{dV_h} = \frac{(1-S_w)\phi}{(1-\phi)} \quad (7)$$

という条件下で式(6)を満たす解が (Feng and Sen 1985) に示されている。混合媒質モデルを工学的に利用する目的は, 与えられた構成媒質それぞれの性質が分かっているとき, 混合媒質中の水分や汚染物質の混合比率が変化した場合, 混合媒質の電気的特性がどう変化するかを知ることにある。これにより, 地下条件が変化した場合, 例えば GPR によって検知できる汚染物質濃度の予測限界が明らかになる。

著者らが汚染土壌のコアサンプルを採取し, TDR (Time domain reflectometry) を用いてコアサンプルで直接測定した比誘電率と CRIM モデル, EMT モデルの比較を行った結果を Fig. 3 に示す。コアサンプルは同一地点のボーリングコアから切り出した。汚染物質の浸透が深度によって異なるため水の飽和率 S_w と汚染物質飽和率 S_c に分布ができています。Fig. 3 は構成物質は同一で構成比率のみが変化していると仮定しているが, 3つの結果はよく一致している (Lu, 2005; Lu and Sato, 2005)。

Knight and Endres (1990) は CRIM モデルと EMT モデルを実験結果と照合したところ, 両モデルは水の飽和率が高い場合に実験値の差異が大きくなることを指摘し, モデル中の水の役割について考察した。その結果, 混合物質を乾燥した基質と水, 汚染物質の混合ではなく, 水で湿潤した基質と基質に固着しない水, それに汚

Fig. 3 Dielectric constant and water/contaminant saturation.

Measured value by TDR using core sample, Feng and Sen (1985) model and CRIM model are shown.

染物質を混合した物と考える方法を提案した。つまり土壌中に含まれる水を 2 種類に分類し、CRIM モデルと EMT モデルに含まれている水の体積率 S_w を実際の水の体積率ではなく、修正を加えることで CRIM モデルと EMT モデルのいずれもが実験値と非常によく合致することを見いだした。Fig. 3 に示す著者らの結果では特に基質の湿潤モデルを仮定していないが、良い一致を見ている。これらの結果より、各モデルの適用は土壌や構成物質の形状によっても適用性が変化するものと予想している。

一般的に乾燥した土壌の間隙を水と石油系物質が充填していく混合媒質の電気的特性は、石油系物質が水を置換する比率が大きくなるほど、つまり汚染物質濃度が高まるほど電気導電率は低下し、比誘電率も下がると考えられる。電気探査法による導電率計測では導電率の低下を、また GPR では誘電率の低下を計測で捉えることで汚染土壌の位置・範囲を特定するのが物理探査法で汚染土壌を特定できるメカニズムに対する通常の考え方である (Campbell, et al., 1996; Daniels et al., 1992; Redman et al., 1994)。

しかし、実際に GPR を汚染地域に適用した事例では、こうした予想とは異なる結果も報告されている (Daniels et al., 1992; Grumman and Daniels, 1995; Maxwell and Schmok, 1995; Sauck et al., 1998)。これらの例では例えば LNAPL の存在が分かっている範囲で GPR 信号が減衰したり“ぼやけたり”することが観察された (Grumman and Daniels, 1995)。このとき彼らは GPR 信号が汚染物質の土壌中では気化成分や油と水の混合物質によって減衰を受けていると予想した。更に Monier-Williams (1995), Gajdos and Krdl (1995), Sauck, et al. (1998) らは、汚染物質により土壌導電率が上昇すると予測した。

これまでに、GPR を利用した汚染土壌の推定手法が商用化された例もあるが (杉藤 2003)、この方法では石油系物質が土壌に含まれたときに導電率の上昇が起こり GPR の信号に対する減衰が高まるので、GPR はこうした波形の変化を捉えることで汚染土壌の地域を推定できるとしている。この説明は前述した土壌中の汚染物質の役割とは導電率の変化が逆方向であること、また GPR が検知するのが誘電率の変化ではなく導電率の変化であるという点で大きな差異がある。

土壌に石油系炭化水素が加わったとき、土壌に棲息する微生物が嫌気性雰囲気中で酸素の代わりに +3 価の鉄を使って有機物を分解する現象が知られている。このとき鉄のイオン化によって土壌の導電率上昇が予想できる。一方、好気性雰囲気の土壌では酸素による反応が優先され、上記現象は起こりにくいと考えられる。更に硫酸イオンが多量にある場合 +2 価の鉄イオンと反応して硫化鉄を生成し、導電率は低下する。

このように土壌物質の化学的な反応と微生物の介在ま

で考慮すると、選択的な反応が起こる条件に加え反応時間にも土壌成分の物質構成比率が依存する。つまり同一地点で発生した土壌汚染は時間の経過と共に計測結果が異なることになる。しかし汚染物質は土壌中を浸透しながら地下水とも平衡しながら流動するため、化学反応を伴わない場合でも緩やかな時間変化が予想できる。

従って、すべての土壌に適用できるような汎用的な土壌汚染物質と電気的な性質の関連についての説明は本質的に行えないように思われる。それよりはむしろ単純に、土壌、汚染物質 (油)、水と空気が混合された物質が電氣的にどう振る舞うかを正確に把握することが一義的であると考えている。また希薄な濃度の物質検知は電氣的なパラメータの微小な変化しか生じないから検知は難しい。上述したモデルを利用し、予想される汚染濃度から検知限界を正しく理解する必要がある。しかし一方では汚染物質の土壌内での移動現象が主として地下水流動によるものであると考えられるので、汚染物質の直接検知ができなくとも、周囲の地層や地下水面を GPR で正確に把握することができれば、間接的に汚染物質移動の予測が可能な場合も多いと考える。

2. GPR 計測

土壌汚染と地下水汚染は対象が比較的浅いことと、汚染範囲の特定には水平方向に高い精度の計測が要求されることに特徴がある。そこで特に高精度、高速な計測が可能な GPR が有望であると考えている。そこで本節では GPR 計測の原理をまとめ、土壌汚染計測への適用を検討する。

地中での電波速度は媒質の電気的性質、つまり導電率、誘電率、透磁率によって定まる。しかし地中レーダでは 10 MHz より高い周波数領域で計測が行われるため、地下媒質の電気的性質は比誘電率 ϵ_r にのみ依存する。媒質が比誘電率 ϵ_r であるとき、地中での電波速度は

$$v = \frac{c}{\sqrt{\epsilon_r}} = \frac{3 \times 10^8}{\sqrt{\epsilon_r}} \text{ (m/s)} \quad (8)$$

で与えられる。Table 1 にあるように、地中媒質は 1 より大きな比誘電率をもつから、地中の電波速度は空中より遅い。

地中レーダは電波の波動的性質を利用した計測法である。周波数 f (Hz) の電波に対する波長 λ (m) と電波速度は次式で関係付けられる。

$$\lambda = vT = \frac{v}{f} \text{ (m)} \quad (9)$$

地中レーダではパルス状電波を地表に置かれた送信アンテナから地中に放射し、受信アンテナで受信する。送信アンテナから放射された電波は地中を伝搬し、地層境界面などによって反射される。受信アンテナ反射波を受信

し、記録する。地中の電波速度がわかっている場合、送信電波が反射波として戻ってくる時間 τ (s) を計測することで反射体の深度 d (m) は次式で推定できる。

$$d = \frac{v\tau}{2} \quad (m) \quad (10)$$

電波が地中で反射するのは、地中に不均質な物質が存在することによる。電波を反射する不均質物体は金属のような導体が最も顕著であるから、パイプやケーブルの地中レーダによる検出は容易である。しかし電波に対しては絶縁体も反射体となりうる。ただし反射が発生するためには2種類の異なる比誘電率を持った絶縁体が存在する必要がある。

最も簡単な場合として Fig. 4 では上層と下層で比誘電率の異なる2層媒質構造を考える。このとき、上層から入射する振幅1の電波は境界面で反射され、振幅 Γ の反射波が発生する。 Γ は反射係数であり水平な2層構造の境界面では次式で与えられる。

$$\Gamma = \frac{\sqrt{\epsilon_1} - \sqrt{\epsilon_2}}{\sqrt{\epsilon_1} + \sqrt{\epsilon_2}} \quad (11)$$

(11) 式は2層の異なる媒質の比誘電率の比率が反射波の大きさを決めることを示している。反射係数は $-1 \leq \Gamma \leq 1$ の範囲に存在する。これに対して下層媒質が導体である場合、反射係数は

$$\Gamma = -1 \quad (12)$$

となり、反射係数の絶対値は最大となる。従って GPR 波長より大きな金属板など導電性物質からの反射を最も顕著に検出することができる。

実際の地中レーダでは無限に広い金属板や地層境界面からの反射を計測することは無く、反射体は有限の大きさをもつ。一般に波長に比べて大きな物体ほど強い反射

を発生する。

地中レーダ計測法の特徴を以下にまとめる。

- (1) 非接触計測・高速計測
- (2) 高分解能
- (3) 計測対象は金属、非金属を問わない。また空気を含む媒質でも計測可能

反面、地中レーダの最大の欠点は計測可能距離(深度)が小さいことにある。媒質中を伝搬する電波は媒質中の水分によって強い減衰を受ける。また減衰率は周波数が高いほど大きい。従って GPR 分解能と探査距離は相反する性質であるため、通常地中レーダに使用される 10 MHz–10 GHz の範囲で周波数の選択はシステム設計上最大のポイントである。

3. GPR による土壌汚染と地下水の計測

地下水計測用 GPR は 100–300 MHz 程度の周波数を利用し、周波数帯域幅は 200–400 MHz 程度である。GPR のパルス幅は周波数帯域幅(周波数そのものではない)に逆比例し、近似的に

$$\tau = \frac{v}{B} \quad (13)$$

で与えられる。 v は媒質中の電波の速度、 B は周波数帯域幅である。例えば通常のやや湿った土壌を想定し比誘電率 9、周波数帯域幅 300 MHz と仮定すると GPR パルス幅は 30 cm 程度であり、これが GPR の深度方向のレンジ(距離)分解能を定める。つまり、GPR は 30 cm より近接した2枚の地層境界面を分離して識別することはできない。しかし境界面の深度そのものはレンジ分解能ではなくレーダ反射波の往復走時から求まるからレンジ分解能より正確に捉えることができる。これより、地下水面や大きな電氣的コントラストを持つ地層境界が独立して存在する場合にはその深度を正確に求めることができる。さらに、地下水面が何らかの原因で変動するような場合は、レーダ分解能とは関係なく、精度の高い変位を求めることが可能である。

Fig. 5(a)(b) はモンゴルにおいて、揚水ポンプの生産量を制御することで地下水面を人為的に変化させた時、同一測線を GPR で水位変化の前後2回 GPR で計測したプロファイルである。Fig. 5(a)(b) に示す2つの GPR プロファイルの差分をとることで Fig. 5(c) が得られる。Fig. 5(c) では 5 cm 程度の精度で地下水面の変位が捉えられている。こうした手法により、汚染物質の漏洩などにより土壌内で液体が移動する場合、GPR で時間的な変化を検知することが可能である。Greenhouse et al. (1993) は、9 m 四方の大きさの実験施設内で DNAPL を地表に散布し、時間と共に土壌中に拡散する状況を GPR で可視化できることを示している。

しかし、時間が十分経過した後の汚染土壌で汚染地域を特定する、あるいは土壌汚染の有無を判断するのに時

Fig. 4 Electromagnetic wave reflection for a geological boundary.

Fig. 5 Detection of ground water level change by GPR in Mongolia.

Fig. 6 Estimation of vertical ground water content distribution by CMP method in GPR.

間差分の方法は利用できない。こうした場合にはまず GPR でプロファイル計測を行い、反射強度の分布を 3 次元的に捉える。プロファイル計測とは送受信アンテナの間隔を一定に保ち GPR を移動しながら計測する最も一般的な GPR 計測手法である。反射が強い領域は他の土壌に比べて含水率の差異が予想されるので地下水流動の可能性があり、また汚染物質の存在による地下含水率の異常が起きている可能性がある。しかし、GPR プロファイルだけでは異状の原因を特定することはできない。2 節に述べたモデルを考え異常を示す深度の媒質の導電率、誘電率を定量評価することで油混入率の推定が可能となり、汚染土壌の識別につながる。

GPR プロファイル測定では反射体の位置情報は GPR アンテナから反射地層面までの往復走時でしか与えられず、媒質中の電波速度が定まらなければ深度の推定ができない。また、境界面での電波反射係数は(11)式にあるように媒質誘電率の比率で定まるから誘電率に関する定量的な情報を含んでいるはずである。しかし実際の GPR プロファイルでは、電波が往復伝搬する反射面上層の地層中での散乱により、反射係数を直接読みとるこ

とは一般に難しい。媒質の誘電率を簡易に計測する方法として TDR 法が知られている。TDR 法は地表面近傍の誘電率計測には有効であるが、深部媒質の計測はできない。これに対して GPR を利用した CMP 計測によって電波速度の鉛直方向プロファイルを推定することができる。CMP 計測はプロファイル計測に対してワイドアングル計測とも呼ばれ、GPR 送受信アンテナの間隔を広げながら同一反射点からの反射波を計測する方法である。

Fig. 6 に CMP 測定から得られた速度分布と、含水率に換算した鉛直分布図を示す (Lu and Sato 2005)。CMP 測定はプロファイル測定に比べて非常に手間がかかる計測手法であり、通常の GPR 計測では多くの地点で CMP 計測を行うことはできない。また、CMP 計測では地表面にある建物、壁などからの反射波が GPR 波形に混入することが多く、これを避けながら CMP 計測を行える地点の選定に制約がある。

誘電率が評価できるのでボーリングによるコアサンプル計測と同等の情報が得られる。そこで GPR による CMP 計測を行った地点で鉛直方向の誘電率分布を正確に把握し、プロファイル測定で同様の異状が見られる地

Fig. 7 Measured GPR profiles in contaminated soil region.

層が同じ物質を含むと推定し、推定領域を3次的に拡大することを行う。また典型的な地層構造がGPRプロファイルで見られる地点を選定し、ボーリングによって深度ごとの土壌物質を特定することによって、更に精度の高い3次元誘電率推定が行える。

Fig. 7に石油系廃棄物が混在している土壌で計測したGPRプロファイルの一例を示す。本フィールドでは石油系廃棄物を含む土壌が、掘削された穴の中に10年以上前に投棄され、上層に土が被せられていることがわかっている。従って液体汚染物質が土壌中に拡散してできた状態とは異なっている。しかし濃度の高い汚染物質が集中的に投棄されたので、長い年数の間に拡散が起こり、地表面から汚染物質が浸透していく状態にやや近くなっていると予想している。本サイトでは地下水面は深度5 m程度にあり、同時に行った電気探査から深度5 m以下で導電率が急減に低下することから、水平な地下水面の分布が予想される。Fig. 7(a)はGPR鉛直プロファイルの一つである。ほぼ水平な反射面が見えるが局所的に反射率が大きく変化している様子が見える。またこうした異常が見える範囲は水平方向に1 m程度でしかない。こうした分解能を容易に実現できるのがGPRの大きな特徴である。Fig. 7(b)は同一サイトの水平GPR断面を20 cm毎深度を変えながら連続的に表示し

たものである。本図においても、異常の見られる場所は1 m程度の水平的広がりをもつ局所的な現象であることがわかる。また、異なる深度の図面より、深度方向に連続的な異常が何カ所かで確認できる。これはある程度体積的に分布する物体の存在を示しており、汚染物質の拡散と関係があると考えている。現在、本サイトのデータはコアサンプルとの照合を行いながら汚染物質との直接の関連について引き続き検討を行っている。

4. まとめ

本稿では土壌汚染、地下水汚染を検知するためのGPR技術について論じた。まず、土壌汚染を物質の移動と、混合物質の電気的特性という観点から現在提案されている混合媒質モデルを検証した。CRIMモデルは物理的なバックグラウンドにやや乏しいが、経験的に汚染物質を含む土壌のモデル化に十分であると考えている。CRIMモデルは数学的にも非常にシンプルでありながら、汚染物質と水の比率が変化した場合の電気的特性を正確に表すことができ、汚染状態の変化に対し計測限界を評価する上で有用であると考えている。

次に汚染土壌物質がGPRに対してどのような応答をするかについて考察を行った。一般的に土壌中に油成分が多く含まれると誘電率と導電率の低下が起こると予想

できる。我々が行った実験結果と CRIM モデルの比較においてもこうした傾向が見られた。このような土壌の電気的特性、特に誘電率の変化を GPR によって検知するのが単純な動作原理であると考えている。これに対し無酸素条件下で微生物が関与し、油成分のイオン化が促進され導電率は上昇するから、これを GPR は検知しているという報告がなされている。土壌汚染物質と微生物の働きは土壌の酸素状態や他の物質との関係もあり、計測する場所の状態によって大きくメカニズムが異なるのが実際であり、こうした条件から予想されるメカニズムに応じた計測を行うことが必要であろうと考える。

GPR は汚染物質や地下水の時間的変化に対しては鋭敏な検知能力を有している。通常の GPR プロファイル計測だけでは GPR の反射波で検知される地層の電気定数や構成物質の特定はできないが、CMP 計測を併用すればボーリングによるコアサンプルを採集しなくともある程度、物質の特定が可能になる。

いずれにしろ、汚染物質は GPR によって計測できる程度の電気的変化を土壌物質に与える例が多く実証されており、今後もこうした実例の積み重ねによって技術の確立が進むことを期待している。

謝 辞

本研究の一部は本研究の一部は科学研究費補助金基盤研究 (S)14102024 によるものである。またフィールド実験ならびに分析などについては北光ジオリサーチ株式会社、協同組合地盤環境技術研究センター、株式会社ジャパンエナジーとの共同研究に基づくものである。関係各位に感謝致します。

参 考 文 献

- Archie, G. E. (1942) : The electrical resistivity log as an aid in determining some reservoir characteristics. *Trans. Am. Inst. Mining Met. Eng.*, **146**, 54-62.
- Carcuibe, J. M. and Seriani, G. (2000) : An electromagnetic modeling tool for the detection of hydrocarbons in the subsoil, *Geophys. Prosp.*, **48**, 231-256.
- Daniels, J. D. (2004) : Ground penetrating radar, 2nd Edition, The Institute of Electrical Engineers.
- Daniels, J. J., Roberts, R. and Vendl, M. (1992) : Site studies of ground penetrating radar for monitoring petroleum product contaminants, *Proc. Symp. Applications of Geophysics to Engineering and Environmental Problems (SAGEEP'92)*, 597-609.
- Feng, S., and Sen, P. N. (1985) : Geometrical model of conductive and dielectric properties of partially saturated rocks, *J. Appl. Phys.*, **58**, 3236-3243.
- Gajdos, V. and Krdl, V. (1995) : Influence of hydrocarbon pollution to soil conductivity, *Proc. Symp. Applications of Geophysics to Engineering and Environmental Problems (SAGEEP'95)*, 785-789.
- Greenhouse J., Brewster M., Schneider G., Redman D., Annan and P., Olhoeft G. (1993) : Geophysics and solvents: the Borden experiment, *The Leading Edge*, **12**, 262-267.
- Grumman, D. L. and Daniels, J. J. (1995) : Experiment on the detection of organic contaminants in the vadose zone, *J. Environ. Engng. Geophys.*, **1**, 31-38.
- Knight, R., and Endres, A. (1990) : A new concept in modeling the dielectric response of sandstones: defining a wetted rock and bulk water system; *Geophysics*, 586-594.
- Lu, Q. (2005) : Doctor Dissertation, Quantitative Analysis for Hydrogeology and Soil Contamination by Ground Penetrating Radar, Tohoku University.
- Lu, Q. and Sato, M. (2005) : Estimation of hydraulic property of an unconfined aquifer by GPR, Submitted to Geophysics.
- Maxwell, M. and Schmok, J. (1995) : Detection and mapping of an LNAPL plume using GPR: a case study, *Proc. Symp. Applications of Geophysics to Engineering and Environmental Problems (SAGEEP'95)*, 15-23.
- Mercer, J. W., and Cohen, R. M. (1990) : A review of immiscible fluids in the subsurface: Properties, models, characterization, and remediation, *J. Contam. Hydrol.*, **6**, 107-163.
- Monier-Williams, M. (1995) : Properties of light nonaqueous phase liquids and detection using commonly applied shallow sensing geophysical techniques, *Proc. Symp. Applications of Geophysics to Engineering and Environmental Problems (SAGEEP'95)*, I 13.
- Newell, J. C., Acree, S. D., Ross, R. R. and Huling, S. G. (1995) : Light nonaqueous phase liquids, Ground Water Issue, *EPA/540/S-95/500, U.S.EPA, R. S. Kerr Environ. Res. Lab.*, Aba, Oklahoma, 1-6.
- 二村忠元 (1972) : 電磁気学, 丸善, 84.
- Olhoeft, G. R. (1986) : Direct detection of hydrocarbon and organic chemicals with ground penetrating radar and complex resistivity, *Proc. NWWA/API Conf. Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water-Prevention, Detection and Restoration*, 284-305.
- Parkhomenko, E. I., (1967) : Electrical properties of rocks, Plenum Press.
- Redman, J. D., De Rick, S. M., and Annan, A. P. (1994) : Detection of LNAPL pools with GPR: theoretical modeling and surveys of a controlled spill, *Proc. 5th International Conference on GPR, Expanded Abstracts*, 1284-1294.
- Sauck, W. A., Atekwana, E. A., and Nash, M. S. (1998) : High conductivities associated with an LNAPL plume imaged by integrated geophysical techniques: *J. Environ. Engng. Geophys.*, **2**, 203-212.
- 杉藤健夫 (2002) : 土壌油汚染調査技術 EnviScan 法, 土壌環境センター技術ニュース, **4**, 7-12.
- Taner, M. T., Koehler, F., and Sheriff, R. E. (1979) : Complex seismic trace analysis, *Geophysics*, **44**, 1041-1063.
- Topp, G. G., Davis, J. L., and Annan, A. P. (1980) : Electromagnetic determination of soil water content: measurements in coaxial transmission lines, *Water Resour. Res.*, **16**, 574-582.
- Wharton, R. P., Hazen, G. A., Rau, R. N. and Best, D. L. (1980) : Advancements in electromagnetic propagation logging, *Soc. Petr. Eng.*, Paper 9041.