

土壌の物理性

第 90 号

2002年 3 月

巻 頭 言	粕 淵 辰 昭	1
論 文		
双子プローブ熱パルス法による土壌の熱的性質測定と比較	登尾 浩助・K.J. マクイネス・J.L. ハイルマン	3
The effect of heterogeneous soil-water distribution on the TDR measurement of soil-water content	M.A. MOJID, N. TORIDE and H. CHO	11
シンポジウム「土壌の汚染と浄化—土壌物理学の貢献」		
土壌の汚染と浄化の問題	岡崎 正規	21
土壌環境基準の考え方	藤井 國博	27
浄化の実際—浄化技術の開発と浄化事業への適用—	藤原 靖	33
土壌・地下水汚染浄化事例と今後の課題	川端 淳	39
土壌浄化のための基礎科学	藤縄 克之	45
総合討論		53
会務報告		55
編集後記		56

土 壌 物 理 学 会

土壌物理学学会会則

- 第1条 本学会は土壌物理学学会 (Japanese Society of Soil Physics) と称する。
- 第2条 本学会は土壌物理に関する研究の進歩と普及を図り、農業技術及び環境科学の発展に貢献することを目的とする。
- 第3条 本学会はその目的を達成するために次の事業を行う。
- (1) 研究発表会、討論会及び見学会などの開催
 - (2) 学会誌「土壌の物理性 (Journal of the Japanese Society of Soil Physics)」並びにその他の印刷物の発行
 - (3) 内外の研究、技術の交流及び他の学会、諸団体との協力
 - (4) その他、本学会の目的を達成するために必要な事業
- 第4条 本学会の会員は、正会員、学生会員及び賛助会員、購読会員の4種とする。会員となるには、評議員会の承認を受けなければならない。退会するには、その旨を本学会に書面により届け出なければならない。
- 第5条 会員は次の会費を所定の期日までに納めるものとする。
- | | | |
|-----------|--------|----------|
| 正会員 | 年 額 | 5,500 円 |
| 学生会員 | 年 額 | 3,000 円 |
| (大学院生を含む) | | |
| 賛助会員 | 一口年額 | 22,500 円 |
| 購読会員 | 会誌年額 | 7,500 円 |
| 広告料 | 賛助会員 | 15,000 円 |
| | 賛助会員以外 | 22,500 円 |
- 第6条 本学会に次の役員をおく。任期は2年とする。ただし、3期連続の重任は認めない。選出方法は次による。
- (1) 会長1名、副会長1名、編集委員長1名
正会員の中から評議員会によって選出される。
 - (2) 評議員
イ 15名 正会員の中から互選する。
ロ 3名以内を会長が正会員の中から委嘱する。
 - (3) 会計監査 2名
正会員の中から評議員会によって選出される。
 - (4) 幹事 若干名
若干名の庶務、会計、編集の幹事を会長が委嘱する。
- 第7条 会長は毎年1回以上総会並びに評議員会を招集する。
- (1) 総会は本学会の最高議決機関であって、事業計画、予算・決算、会則の変更等を決定する。総会は正会員及び学生会員で構成される。
 - (2) 評議員会は、会員の選挙によらない役員を選出、総会議案、その他の重要事項を検討する。評議員会の議長は会長がこれにあたる。
 - (3) 総会及び評議員会の議決は委任状を含む多数決とする。ただし、会則の変更は、総会出席者の3分の2以上の賛成を要する。
- 第8条 本学会の会務は、評議員会及び総会の議を経て、会長、副会長、編集委員長及び幹事がこれを執行する。会務執行に必要な規程は別に定める。
- 第9条 本学会に次の委員会をおく。
- (1) 選挙管理委員会
正会員の中から評議員会によって選出され、本学会の評議員選挙を管理する。
 - (2) 編集委員会
正会員の中から評議員会によって選出される委員によって構成され、学会誌その他の印刷物の編集に当たる。
- 第10条 本学会の経費は会費その他の収入を持ってあてる。本学会の会計年度は毎年4月1日に始まり翌年3月31日に終わる。
- 附則 (1) 本学会の連絡先は、これを当分の間次に置く。
〒113-8657 東京都文京区弥生1-1-1
東京大学大学院 農学生命科学研究科
生物・環境工学専攻 環境地水学研究室内
- (2) 本会則は、1999年4月1日より施行する。
(2001. 11. 20 改正)

「土壌の物理性」投稿規定

1. 著者のうち少なくとも1人は本学会会員でなければならない。ただし編集委員会が依頼した場合はこの限りではない。
2. 原稿の採否は編集委員会が決定する。編集委員会は、「論文」および「研究ノート」については2名、その他は1名の閲読者を選んで閲読を依頼する。
3. 投稿原稿の区分は下記による。
 - 1) 「論文」(Original papers): 独創性があり、土壌の物理性に関する研究および技術の進歩に寄与すると見なされるもの。一編ごとに論文としての構成を整えていて、他誌に未発表のものに限る。和文原稿には250 words以内の英文 Abstract を、英文原稿には500字以内の和文要旨をつけること。
 - 2) 「研究ノート」(Notes): 土壌の物理性に関する新しい事実や研究方法の改良などの短い報告で、独創性があり他誌に未発表のもの。和文原稿には125 words以内の英文 Abstract を、英文原稿には250字以内の和文要旨をつける。
 - 3) 「総説」(Reviews): 土壌の物理性に関する主題について、それまでの研究を総括し、今後の発展方向を展望するもの。
 - 4) 「解説」(Lectures): 土壌の物理性に関する諸事項の理解を計るための平易な解説、ならびに研究技術の普及交換を進めるための紹介など。
 - 5) 「研究紹介」(My research): 現在行っている研究、他の学会誌等に掲載された論文、研究上の工夫などについての平易な紹介。
 - 6) 「資料」(Miscellaneous): 広く会員の参考となる報告や情報。
 - 7) 「土粒子」(Readers' column): 「土壌の物理性」周辺のことについての随想や意見など。
 - 8) 「書評」(Book reviews)
4. 投稿原稿は刷り上がり6ページ以内とし、それを越える場合には1ページあたり9,000円を著者負担とする。また、カラー印刷の場合は実費を著者負担とする。

5. 依頼原稿として「巻頭言」(Foreword), 「講座」(Lecture series) をおく。「講座」は「解説」と本質的な違いはないが, 特に編集委員会が企画して複数回にわたって行うものを指す。
6. 投稿する場合は, 正原稿1部, コピー2部の計3部に原稿送り状(別紙書式)をつけて編集委員会事務局(編集幹事)宛に提出する。
7. 編集委員会へ, 投稿原稿を受け取ったら速やかに受付番号と受付日付を明示した電子メールまたは書状を投稿者に送る。また, 掲載が決定し最終原稿を受け取ったら, 受理日付を明示した書状を著者に送付する。
8. 著者に対して修正を求めた原稿が, 特別な事情なく6ヶ月以内に再提出されないときは取り下げと見なす。
9. 著者校正は初校のみとする。また, 特に申し出がない限り印刷ずみの原稿は返さない。
10. 別刷りは30部を著者に贈呈する。それ以上を希望する場合は実費を申し受ける。
11. 本誌に掲載された論文等の著作権は土壤物理学会に帰属する。

(1999. 11. 20 改正)

「土壌の物理性」原稿執筆要領

1. 日本語の原稿の場合, A4判, 25字, 23行とし, 上下左右に30mm以上の余白をとる。(4枚で1ページになる)。
2. 日本語の原稿は, はじめに表題, 著者名を書き, そのあとに英語で, 表題, 著者名(フルネーム), 所属機関と所在地を書いてから本文を書き始める。また, 第1ページの脚注に, 日本語の所属機関と所在地, 5個以内のキーワードを書く。
3. 論文および研究ノートには, 英文 Abstract の下に5個以内の英語の Key words をつける。
4. 英語の原稿は, A4判, ダブルスペースで作成する(約600 words で1ページになる)。
5. 英語の論文および研究ノートは, Manuscript title, Full names of authors, Address of institutions of authors, 250 words 以内の英文 Abstract, および5個以内の Key words を書いてから本文を書き始める。
6. 英語原稿には日本語要旨と5個以内の日本語キーワードをつける。
7. 英語の適正化はすべて著者の責任において行うこと。自然科学論文を書いたり校正したりしたことのある英語のネイティブスピーカーによってチェックされている事が望ましい。
8. 閲読終了後に最終原稿を提出するときには, ワードプロソフト名を明示したファイルまたはテキストファイルの入ったフロッピーディスクを添付する。
9. 本文は, 章の見出しを, 1., 2., 3., 節の見出しを, 1.1, 1.2, 1.3, 項の見出しを1.1.1, 1.1.2, 1.1.3, のようにする。
10. ゴシック, イタリアック等の字体や, 上付き, 下付き文字など, まぎらわしい文字は, 誤植防止のため鉛筆で指定する。
11. 略語, 略号を使うときには, はじめにそれが出たときに正式名称とともに示す(例: 陽イオン交換容量(CEC))。
12. 単位の使い方は国際単位系(SI)による。

13. 図, 表, 写真の番号は, 図1, 表2, 写真3のように書く。英語を並記する場合は, Fig. 1, Table 2, Photo. 3 とする。英語の原稿では, 写真は Fig. として扱う。
14. 図, 表, 写真は必要最小限度とし, 同一事項を表と図に重複して表示する事は避ける。
15. 図, 表, 写真は1枚毎にA4判で作成するか, またはA4判の紙に貼り付ける。余白に著者名と図表等の番号を鉛筆で記す。
16. 図と写真はそのまま製版されるので, 鮮明なものを提出する。
17. 図は1/2倍などとおよその縮小率を指定し, 2倍くらいに大きく書く。図の線の太さや文字の大きさは, 刷り上がりの大きさを考慮して決める。
18. 地図や顕微鏡写真には定尺をつけ, 縮尺や倍率はない。
19. 日本語の論文, 研究ノートの場合, 図, 表, 写真の題名には英語を併記する。
20. 図, 表, 写真の番号と題名は, 別紙にまとめて一覧表とする。
21. 本文中で文献を引用する場合は, 著者名(西暦), または(著者名, 西暦)とする(例: Tanaka (1994), (Nakamura and Suzuki, 1981)). 著者が3名以上の場合は第1著者名のあとに——ら, または et al. をつける(例: 山田ら (1978), (Tayler et al., 1945)).
22. 引用文献は, 本文のあとに著者名の ABC 順に書く。未発表, 私信は引用文献として記載しない。
23. 引用文献の書き方は以下のようにする。
Bouma, J. and Dekker, L. W. (1978): A case study on infiltration into dry clay soil, I. Morphological observations. *Geoderma*, 20: 27-40.
FAO (1988): Revised legend of the FAO-UNESCO Soil Map of the World. p. 119, FAO, Roma.
岩田進午 (1970): 土壌物理とペドロロジー. ペドロジスト, 14: 28-33.
山崎不二夫監修(1969): 土壌物理. p. 55, 養賢堂, 東京.
(雑誌のページには p. や pp. をつけない。本の単数ページを示す場合には p., 複数ページを示す場合には pp. をつける)

【土壌物理分野の SI 使用例】

国際単位系(SI)については多くの出版物で解説されているので, ここには, 土壌物理に特に関連の深い単位の使用例を示す。

	推奨される単位	認められる単位
含水比	kg kg ⁻¹	*
体積含水率	m ³ m ⁻³	L, cm ³ , mL
体積密度	kg m ⁻³ , Mg m ⁻³	
濃度	kg m ⁻³ , Mg m ⁻³	g L ⁻¹ , mg L ⁻¹
モル濃度	mol m ⁻³	mol L ⁻¹
力	N	
水分ポテンシャル	J kg ⁻¹	kPa, m, cm, **
透水係数	m s ⁻¹	cm s ⁻¹
イオン交換容量	mol. kg ⁻¹ , cmol. kg ⁻¹	
回転数	s ⁻¹	min ⁻¹
収量	kg m ⁻²	kg ha ⁻¹ , Mg ha ⁻¹ , t ha ⁻¹

*%表示は, 原則として分母と分子の内容が同じもの場合にだけ用いる。

** cm H₂O は使わない。

その他, 疑問のあるものについては意見を聞いて編集委員会で検討する。

(2000. 3. 10 改正)

原稿送り状

受付番号（本会で記入）：

発送年月日	年 月 日	受付年月日(本学会で記入)	年 月 日
種 別	報文, ノート, 論説・総説, 資料, 解説, その他 ()		
表題(和文)			
表題(英文)			
キーワード <small>(日本語: 5ヶ以内)</small>			
キーワード <small>(英語: 5ヶ以内)</small>			
著者名1 ローマ字		所属	本会 会員・非会員
著者名2 ローマ字		所属	本会 会員・非会員
著者名3 ローマ字		所属	本会 会員・非会員
連絡先氏名			
住 所	〒		
電話・FAX 番号	TEL :	FAX :	
E-mail	E-mail :		
本文原稿枚数	A4:(枚)・400字詰原稿用紙(枚)		
表	枚	図	枚
別 刷 り	30部・50部・100部・150部・200部・300部		

付記：投稿の宛先は土壤物理学会ホームページを参照のこと

<http://soil.en.a.u-tokyo.ac.jp/jssp/>

土壌物理学会入会申し込み用紙

必要事項を記入し、このまま郵便で下記までお送り下さい。

会 員 種 別	正 ・ 学 生 ・ 購 読 ・ 賛 助
申 込 年 月 日	年 月 日
氏 名	
同上ローマ字読み	
性 別	男 ・ 女
生 年 月	年 月
勤 務 先	
同上所在地	〒
同上電話・FAX番号・ E-mail	
自 宅 住 所	
同上電話・FAX番号・ E-mail	
会 誌 の 送 付 先	勤務先 ・ 自宅
本会以外の主な 所属学会	

本会記入 受付年月日：

承認年月日：

宛先・問い合わせ

財団法人 日本学会事務センター 土壌物理学会 会員係

〒113-8622 東京都文京区本駒込 5-16-9

学会センター C21

Tel. : 03-5814-5810

第44回土壌物理シンポジウムの開催について（第1報）

I. 日時・場所

日時：平成14年11月23日（土） 9：30～

場所：東京大学農学部弥生講堂

II. シンポジウム

テーマ： 未定

候補案：新しい計測システム 食料自給を支える土壌基盤
 土壌中のガス動態 その他

III. ポスターセッション

会員の個人応募により、土壌物理に関する最新の研究成果をポスターセッション形式で発表する。

今年度からレフリー制を導入しますので、発表予定の方はお早めにご準備ください。

要旨申込：10月31日（木） A4で2枚

査読期間：11月1日～11月7日 メールでやり取り

最終要旨締切：11月13日（水）

IV. 企業展示

協賛頂いている企業の方々に呼びかけ、土壌物理の計測技術に関する情報交換の場を提供する。

申込締切：11月13日（水）

V. その他

参加申込み方法等の詳細情報は、学会のホームページに掲載されます。

<http://soil.en.a.u-tokyo.ac.jp/jssp/>

論文を書こう

柏 渕 辰 昭*

論文によって個人や組織を評価するという傾向が一段と強まっている。論文数だけでなく、インパクト・ファクター、サイテーション・インデックスなど評価方法も進化してきている。これらに関する記事が一般新聞にさえ登場するまでになった。論文によって評価され、その評価に基づいて研究費の多少だけでなく、個人の評価や組織の在り方まで規定される。当然、論文を書くことが目的化する。しかし、だから私は“論文を書こう”と言うのではない。

論文は評価されることを目的として書くのではない。論文の目的は、研究の記録であり、研究して得た新しい知見を伝え、読者と共有することにある。その論文の本質は評価することにある。取り上げた課題の重要性、位置づけ、新たに見いだした内容、残された課題など、論文を構成するのに不可欠な内容は、すべて著者の評価した結果である。自ら評価することが論文の本質なのである。

では、どうしたら評価できるようになるのか。私の友人は、「論文を書くことは、学ぶことなんだ」と話してくれたことがある。評価するには、基準が必要である。たとえば、課題に対する評価。なぜ、いまこの課題を取り上げるのか、その歴史的、科学的、社会的な様々な側面からの評価がなければならない。評価するという行為は、それに対する評価基準を持たなくてはできない。その評価基準は何によって得るのか？それは、学習である。最初から、評価基準を十分に持ち合わせている人などいない。その評価基準を、自ら論文を書くことで鍛えるのである。論文を書くことは、間違いなく、学ぶことである。学びつつ、書く。一見、確立された評価基準に基づく結果のように見える論文づくりの内実は、書き手の評価基準の確立過程でもある。大学院生に投稿論文を書くトレーニングをしている。当の本人から、「論文を書いてから他の方の論文に、これまで見えなかったものが見えてきました」と聞くと、書くことで他人の論文を見る目も深まったことが感じられてうれしい。

土壌物理学に関する論文を発表する場は少なくない。そのなかで、学会誌「土壌の物理性」は何を目指せばいいのだろうか。もちろん、それは、学会を構成する一人ひとりにかかっているのだが、私は、「土壌の物理性」は、新しい知見の発表の場であるとともに、土壌物理学に関するよりしっかりした評価基準を、お互いが鍛え、共有できるようになる場、いわば学習する場でもあってほしいと思っている。

双子プローブ熱パルス法による土壌の 熱的性質測定と比較

登尾浩助*・K.J. マクイネス**・J.L. ハイルマン**

On Measuring Soil Thermal Properties
with a Dual-Probe Heat-Pulse Technique

Kosuke NOBORIO*, K.J. McINNES** and J.L. HEILMAN**

* Faculty of Agriculture, Iwate University, Morioka 020-8550, Japan

** Department of Soil and Crop Sciences, Texas A & M University,
College Station, TX 77894-2474 U.S.A.

Abstract

Soil thermal properties play an important role in predicting soil temperature for crop production, and in calculating the energy balance at the surface of the earth for predicting global climate changes. A single probe method (SP) for measuring thermal conductivity has been popular for over half a century. However, it needs to separately measure volumetric heat capacity. Recent developments of dual-probe heat-pulse techniques (DPHP) enable us to simultaneously measure thermal conductivity, λ , volumetric heat capacity, ρc , and thermal diffusivity, α , with a single probe. Three data extracting methods—the single-point method (SPM), a nonlinear model fit (NMF), and a weighted nonlinear model fit (WNMF)—for DPHP were compared with de Vries model for estimating thermal properties of loamy sand with a wide range of water contents (air-dry to $0.36 \text{ m}^3/\text{m}^3$). Performances of DPHP and SP were also compared with two distinguished power input to a heater. Differences between estimated and modeled λ and ρc values were smaller in the following order: $\text{SPM} < \text{WNMF} < \text{NMF}$. Therefore, using WNMF is, in general, recommended for estimating soil thermal properties. The DPHP technique was little affected by increases in contact resistance between soil and the heater probe surface due to evaporation made by the high power input, whereas SP was affected much.

Key words: dual-probe heat-pulse technique, thermal conductivity, heat capacity, thermal diffusivity, measurement

1. はじめに

土壌の熱的性質(熱容量, 熱伝導率, 熱拡散係数)は, 作物の発芽や成長に重要な地温を推定したり, 地表面でのエネルギー収支計算を行う上で重要な役割を果たすパラメーターである。単一の円筒にヒーターと温度計の両方を封入し, ヒーターに通電中あるいは通電後のプローブの温度変化を測定することにより, 熱伝導率を測定す

る単一プローブ法は, 1930~40年代に原型が発表されて以来今日でも広く用いられている。Kasubuchi (1978) は, 基準となる物質の既知の熱伝導率を同時に測定することにより, 測定精度の向上に成功した。しかしこれらの方法は, 熱伝導率のみを測定するので, 土壌中の熱移動を解析するためには, 熱容量を別の方法で推定する必要があるのである。

近年開発された双子プローブ熱パルス(DPHP)法は,

* 岩手大学農学部 〒020-8550 盛岡市上田3丁目18-8

** テキサス A & M 大学土壌・作物科学科

キーワード: 双子プローブ熱パルス法, 熱伝導率, 熱容量, 熱拡散係数, 計測

単一のプローブで熱拡散係数, 熱容量, 熱伝導率を同時に測定できることから注目を集めている (Bristow ら, 1994; Noborio ら, 1996; Ren ら, 1999)。Bristow ら (1994) は, DPHP 法と従来法である単一プローブ法とによる風乾土壌に対する熱伝導率の測定値を比較して, 測定法による差異がないことを見出した。さらに Bristow ら (1995) は, DPHP 法を風乾土壌に対して用いて, 熱的性質測定への解析法の違いによる影響はないと報告している。しかし, これらの比較はすべて風乾土壌中での測定に対して行ったものである。

そこで本報では, 提案されている3つの異なる解析法が DPHP 法による熱的性質の推定値に与える影響を広範囲の土壌水分量のもとで考察した。さらに, 広範囲の土壌水分量において従来法である単一プローブ法との比較を行い, DPHP 法の特徴を述べる。

2. 理論と解析法

a. 双子プローブ熱パルス (DPHP) 法

DPHP 法は, 無限長の線熱源から短時間の熱パルスが放射状に伝導する際の熱伝導理論に基づいているので, ある時刻におけるある地点での温度変化は次式で表される (Bristow ら, 1994)。

$$\Delta T(r, t) = \frac{q}{4\pi\alpha\rho c} \left[\text{Ei}\left(\frac{-r^2}{4\alpha(t-t_0)}\right) - \text{Ei}\left(\frac{-r^2}{4\alpha t}\right) \right] \quad (1)$$

ここに, ΔT =温度変化 (°C), q =ヒーターへの入力熱量 (W/m), α =熱拡散係数 (m²/s), ρc =体積熱容量 (J/m³/°C), r =線熱源からの放射状方向距離 (m), t_0 =熱パルスの時間 (s), $-\text{Ei}(-x)$ =指数積分関数である。

この理論から Bristow ら (1994) は, 無限長線熱源からある一定距離の所での温度変化を測定することにより, 熱拡散係数 α (m²/s) と体積熱容量 ρc (J/m³/°C) を次式から推定した。

$$\alpha = \frac{r^2}{4} \left(\frac{1}{t_m - t_0} - \frac{1}{t_m} \right) / \ln\left(\frac{t_m}{t_m - t_0}\right) \quad (2)$$

$$\rho c = \frac{q}{4\pi\alpha\Delta T_m} \left[\text{Ei}\left(\frac{-r^2}{4\alpha(t_m - t_0)}\right) - \text{Ei}\left(\frac{-r^2}{4\alpha t_m}\right) \right] \quad (3)$$

ここに, t_m =最高温度に達する時間 (s), ΔT_m =最高温度変化 (°C) を表す。また, 熱伝導率 λ (W/m/°C) は $\lambda = \alpha \cdot \rho c$ と定義されるので, 式(1)(2)から

$$\lambda = \frac{q}{4\pi\Delta T_m} \left[\text{Ei}\left(\frac{-\ln[t_m/(t_m - t_0)]}{t_0/t_m}\right) - \text{Ei}\left(\frac{-\ln[t_m/(t_m - t_0)]}{t_0/(t_m - t_0)}\right) \right] \quad (4)$$

と表される。式(4)は, 式(2)(3)と異なり r の関数でないことに注目。

本報では, DPHP 法を使って熱的性質を推定するために, 次の3通りの解析法を比較した。

i. 一点法 (Bristow ら, 1994)

線熱源からある一定距離における温度変化のデータから, ΔT_m と t_m を決定し, 式(2)(3)を使って α , ρc を計算した後, 定義から $\lambda = \alpha \cdot \rho c$ を決定する。

ii. 全データ適合法 (Bristow ら, 1995)

式(1)に測定した温度変化の全データを当てはめる方法である。i の方法と異なり, 測定データが含んでいる雑音に影響されにくい特徴がある。特に, t_m と ΔT_m が生じる付近の雑音は, 一点法では計算結果に重大な影響を与える。

iii. 部分データ適合法 (Bristow ら, 1995)

式(1)が無限長線熱源に対する解で, 実際のプローブの熱源は有限長であることから, 熱パルスの発生から時間が経つにつれてある地点における温度変化に矛盾が生じてくる。すなわち, 経過時間と共に変化する温度の低下量が理論よりも大きい場合である。そこで, t_m と ΔT_m が生じる付近のみのデータを使って式(1)への当てはめを行う方法である。Bristow ら (1995) は, ΔT のうち最高温度に近い方の75%のデータを使って当てはめを行ったので, 本実験でもこれにならうこととした。

b. 単一プローブ法

単一プローブ法も基本的には, 無限長線熱源からの熱伝導理論から熱伝導率を推定する。Shiozawa と Campbell (1990) は, これまで解析時には棄却していた加熱開始直後の過渡的な温度変化も考慮することを提案した。ヒーターと同じプローブに挿入した温度計でヒーター部の温度変化 ΔT を測定し, 次の式(5)または式(6)を当てはめることで, 熱伝導率 λ (W/m/°C) を推定する (Shiozawa と Campbell, 1990)。

$$\Delta T = \frac{q}{4\pi\lambda} \ln(t+t_0) + d \quad \text{for } t < t_1 \quad (5)$$

$$\Delta T = \frac{q}{4\pi\lambda} \left[\ln(t+t'_0) - \ln(t-t_1+t'_0) \right] + d' \quad \text{for } t > t_1 \quad (6)$$

ここに, d' =定数, t'_0 =修正項, t_1 =加熱終了時間である。

c. モデル

de Vries (1963) や Campbell (1985) は, 土壌を構成する物質それぞれの体積熱容量から土壌の見かけの体積熱容量を推定する式を提案した。体積熱容量 ρc (J/m³/°C) は以下の式で簡便に表すことができる (Campbell, 1985)。

$$\rho c = \rho_b c_s + \rho_w c_w \theta \quad (7)$$

ここに、 ρ_b = 土壌の乾燥密度 (kg/m^3), c_s = 土粒子の比熱容量 ($\text{J}/\text{kg}/\text{C}$), ρ_w = 水の密度 (kg/m^3), c_w = 水の比熱容量 ($\text{J}/\text{kg}/\text{C}$), θ = 土壌の体積含水率 (m^3/m^3) である。

次に、土壌の見かけの熱伝導率 λ ($\text{W}/\text{m}/\text{C}$) に対しては、Kunii と Smith (1960), de Vries (1963), Kasubuchi (1984) などが推定式を提案している。本論文では、飽和・不飽和土壌に対して適用実績の多い de Vries モデル (1963) を使って解析を行った。土壌を構成する N 個の物質が持つ固有の熱伝導率と形状から次式で表されるとした (de Vries, 1963)。

$$\lambda = \frac{\sum_{i=0}^N k_i x_i \lambda_i}{\sum_{i=0}^N k_i x_i} \quad (8)$$

ここに、 x_i = 土壌構成物質 i の体積分率 (m^3/m^3), λ_i = 土壌構成物質 i の熱伝導率 ($\text{W}/\text{m}/\text{C}$), k_i = 土壌構成物質 i 内部の平均温度勾配の連続体中における温度勾配に対する比である。連続体は $k_i = 1$ で、連続体の熱伝導率 λ_0 は乾燥土壌では空気のもの、潤湿土壌では水のものとして仮定する。その他の構成物質に対して k_i は次式で与えられる。

$$k_i = \frac{1}{3} \sum_{j=1}^3 \left[1 + \left(\frac{\lambda_i}{\lambda_0} - 1 \right) g_{ij} \right]^{-1} \quad (9)$$

ここに、 g_{ij} = 構成物質 i の j 軸に対する形状係数である。形状係数は粒子の形状のみに依存し、物理的に意味のある値はゼロ以上である (Kimball ら, 1976)。

3. 実験方法

実験には、2 mm ふるい通過後の壤砂土 (砂 84%, シルト 7%, 粘土 9%) を使った。さまざまな体積含水率 ($\theta = 0.005 \sim 0.36 \text{ m}^3/\text{m}^3$) になるように水分調整した土をビニール袋に封入し、1 時間程度室内に放置して室温 (約 25°C) と温度平衡に達するようにした。温度平衡に達したと見なされた土壌は、容積 650 cc のプラスチック容器に一定の乾燥密度 ($1.29 \text{ Mg}/\text{m}^3$) になるよう少しずつ充填した。

測定には、Noborio ら (1996) が紹介した双子プローブを使用した。詳細なプローブの説明は、こちらを参照されたい。双子プローブは、長さ 75 mm, 直径 0.8 mm の注射針 3 本から成る。注射針は、10 mm 間隔で一直線上に並べて注射針の一端をプラスチック板に穴をあけて固定した。外側に取り付けた注射針の 1 本には、T 型 (銅-コンスタンタン) 熱電対を注射針の中ほどまで挿入した。真ん中に取り付けた注射針には、四つ折にしたヒーター用電熱線と T 型熱電対とを挿入した。このプローブは TDR 用プローブも兼用するために 3 本の注射針を使用した。双子プローブ熱パルス法ではその内の

2 本を使用した。また、単一プローブ法としては中心の一本だけを使用した。同一のプローブを使って双子プローブ熱パルス法と単一プローブ法とによる測定を行った。ヒーターには、熱パルスとして $q = 53 \text{ W}/\text{m}$ の熱量を 13 s 与えた。また単一プローブ法による測定を行うために、加熱時間を $t_1 = 201 \text{ s}$ に延長し、入力熱量を $q = 2 \text{ W}/\text{m}$ に低減した状態での実験も行った。ヒーターの制御とプローブでの温度測定には、データロガー (キャンベル社 CR7X) を使用した。

実験に使用した土壌は、Noborio と McInnes (1993) が使用した土壌に極めて類似していたので、de Vries モデル (式 9) における土粒子の形状係数は、彼らの係数と同じく $g_{ij} = 0.199$ とした。この値は、Horton と Wierenga (1984) が類似の土性である砂に対して用いた $g_{ij} = 0.20$ とほぼ等しい値である。

4. 実験結果

双子プローブ熱パルス法と de Vries-Cambell モデル (式 7) による体積熱容量を比較したのが図-1 である。どの解析法を使っても 0.1% 以下の危険率でモデルと測定値の間には非常に有意な線形関係があった。また、この線形関係は、全ての解析法において、95% の確率で 1:1 の直線 (即ち、切片 = 0.0, 傾き = 1.0) と同一であった。したがって、体積熱容量の測定値は、統計的にはどの解析法を使っても de Vries-Cambell モデルと 1:1 の関係で一致することがわかった。

一点法と部分データ適合法は、極めて近似した結果を示した (図-1A, C)。一方、全データ適合法は他の 2 法に比較して切片は同程度の大きさであったが、傾きが大きく、測定値を過大評価する傾向にあった (図-1B)。全体の傾向として ρc の計算値は、一点法 < 部分データ適合法 < 全データ適合法の順に大きくなった。実験した土壌含水率の範囲では全データ適合法が、平均で他の解析法の 6~8% 大きな値を与えることが認められた。特に、熱拡散係数が最大になる $\theta = 0.1 \text{ m}^3/\text{m}^3$ ($\rho c = 1.5 \text{ MJ}/\text{m}^3/\text{C}$) 付近では、他の解析法より 10~20% 大きく推定し、これ以上の多水分域でも 10% 程度過大評価する傾向が見られた (図-3A)。Bristow ら (1995) も同様に、全データ適合法は、風乾粘性土壌において他の解析法より 4~6% 大きく推定することを報告している。

熱伝導率に関しても、どの解析法を使っても 0.1% 以下の危険率でモデルと測定値の間には極めて有意な線形関係があった (図-2)。体積熱容量と同様に熱伝導率の測定値も、統計的には 95% の確率でどの解析法を使っても de Vries モデルと 1:1 の関係で一致する。

熱伝導率においても、一点法と部分データ適合法は近

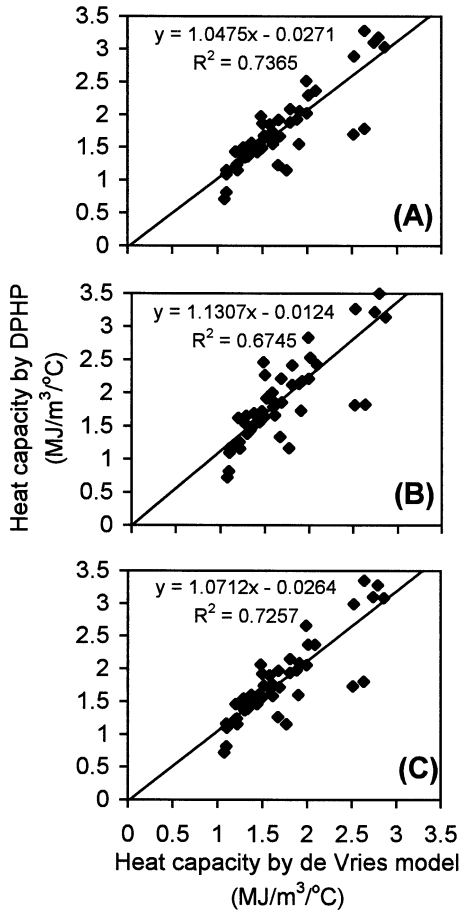


図-1 de Vries-Campbell モデルと (A) 一点法, (B) 全データ適合法, (C) 部分データ適合法による体積熱容量 ρc の比較

Fig. 1 Volumetric heat capacity estimated using de Vries-Campbell model, and different data extracting methods proposed by Bristow *et al.* (1995): (A) the single-point method; (B) a nonlinear model fit; and (C) a weighted nonlinear model fit.

似した結果を示したが (図-2A, C), 全データ適合法は他の2法に比較して近似直線の傾きが大きく, 測定値を過大評価する傾向にあった (図-2B)。ここでも λ の計算値は, 一点法<部分データ適合法<全データ適合法の順に大きくなった。全データ適合法は, 他の解析法に比較して平均8~13%大きな推定値を出す傾向にあった。また, 熱拡散係数が最大になる $\theta=0.1 \text{ m}^3/\text{m}^3$ ($\lambda=1.3 \text{ W}/\text{m}^\circ\text{C}$) 付近では他の解析法より10~40%, これ以上の多水分域でも10%程度過大評価する傾向があった (図-

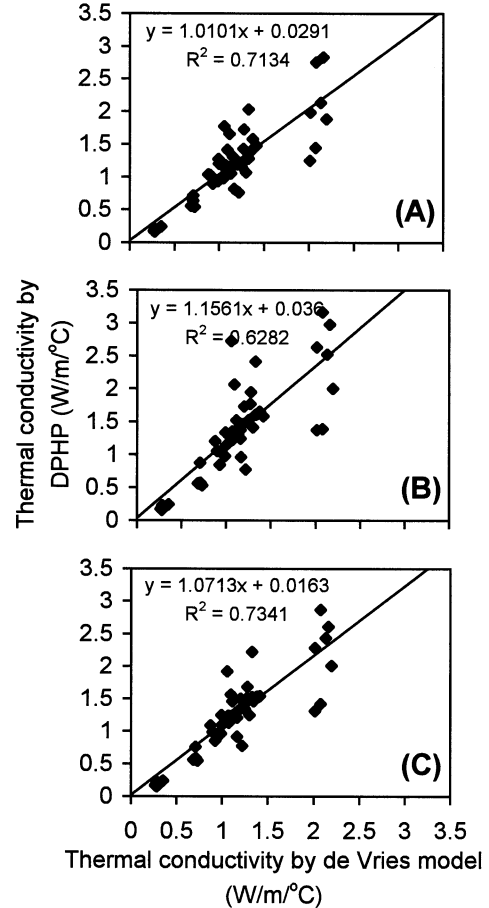


図-2 de Vries モデルと (A) 一点法, (B) 全データ適合法, (C) 部分データ適合法による熱伝導率 λ の比較

Fig. 2 Thermal conductivity estimated using de Vries model, and different data extracting methods proposed by Bristow *et al.* (1995): (A) the single-point method; (B) a nonlinear model fit; and (C) a weighted nonlinear model fit.

3B)。全データ適合法は, 風乾粘性土壌で約8%過大評価するが (Bristow ら, 1995), 本実験では特に $0.1 \text{ m}^3/\text{m}^3$ 以下の低含水域では10%程度過小評価する場合もあった (図-3B)。

熱拡散係数が大きい場合には, 有限長線源からの熱は短時間のうちに土壌中に放散してしまうため, 測定点では理論より急速に温度低下を起す。この事実は, 式(1)における「無限長線源による加熱」という仮定がそもそも成立しないことを意味する。すなわち, 全データ適合

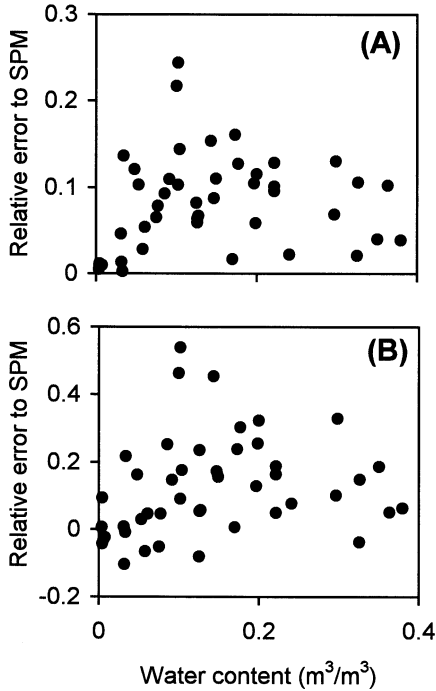


図-3 含水率に依存する全データ適合法による (A) 体積熱容量と (B) 熱伝導率の一点法による推定値に対する相対誤差

Fig. 3 Relative errors of (A) volumetric heat capacity and (B) thermal conductivity estimated using a nonlinear model fit to those estimated with the single-point method.

法が他の解析法に比べて一般に性能が劣るのは、上述のような仮定に反するデータに対して全データ領域に渡って均等に残差を最小にしようとするため、結果として ΔT_m を過小評価することになる (Bristow ら, 1995 の Fig. 1 参照)。過小評価された ΔT_m は、式(3)(4)からもわかるように ρc と λ の過大評価をする。粘性土壌よりも熱拡散係数が数倍大きい石英砂では、 ΔT_m 付近の温度変化が激しく、温度変化が鋭いピークを形成しやすいので、全データ適合法ばかりでなく部分データ適合法の適用すら困難になる場合が生じる (Ren ら, 1999)。

図-4 には双子プローブ熱パルス法と単一プローブ法による熱伝導率の測定値と de Vries モデルによる推定値が示される。上記の結果の通り、双子プローブ熱パルス法 ($q=53 \text{ W/m}$) とモデルによる熱伝導率は 1:1 の対応であった。 $q=53 \text{ W/m}$ の熱パルス発生時のヒーター部での温度変化から単一プローブ法で求めた熱伝導率は、風乾付近と多水分域では双子プローブ熱パルス法

による測定値と良い一致が見られた。

しかし、低～中水分域と見なせる $\lambda=0.7\sim 1.2 \text{ W/m/}^\circ\text{C}$ の範囲では過小評価した。これは、通電によって高温になったヒーター部周辺土壌から水蒸気が移動して離れた結果、ヒーター電極と周辺土壌との接触抵抗が増加することによって、見かけの熱伝導率が低下したためであると考えられる (Shiozawa と Campbell, 1990)。このような不都合を避けるために Shiozawa と Campbell は、単一プローブ法では $t_1=100 \text{ s}$ 程度の通電をしてヒーター部の温度上昇を 2°C 以下で測定することを推奨している。そこで、発熱量を $q=2 \text{ W/m}$ にした単一プローブ法による λ の値を見てみると、全水分域にわたってモデルと近似することがわかる。これらの事実は、単一プローブ法による熱伝導率の過小評価に対する Shiozawa と Campbell (1990) の概念モデルを支持している。さらに、Horton と Wierenga (1984) も単一プローブ法を用いた熱伝導率測定において類似の過小評価を報告している。彼らは、土壌乾燥密度の不均一な分布がその原因と考えたが、恐らく接触抵抗の増加が主な原因であろうと思われる。

Bilskie (1994) と Noborio ら (1996) はシミュレーションモデルを使って、ヒーター部での接触抵抗の増加はヒーターから r の距離における ΔT_m と t_m にはほとんど影響を与えないことを示唆した。以下に示す実験結果から彼らの予測が裏付けられたと考えても差し支えないと思われる。 $q=53 \text{ W/m}$ の熱量をヒーターに与えると、単一プローブ法による解析結果から明らかに土壌との接触抵抗が増したであろうと推察されるが、双子プローブ熱パルス法による結果は de Vries モデルと極めてよく近似した。したがって、双子プローブ熱パルス法は、単一プローブ法に比較してヒーター部の温度上昇にほとんど依存することなく測定可能と考えられる。ヒーター部の高すぎる温度上昇には極めて鈍感であるが、低すぎる温度上昇では熱パルスの移動を感知できないことがうかがえた。図-4 に見られるように、 $q=2 \text{ W/m}$ の入力熱量の場合、双子プローブ熱パルス法は風乾土壌の λ は正確に測定できたが、それ以上の含水率になるとヒーター部から r の距離における温度上昇を感知できなかったため測定不能となった。

5. まとめ

双子プローブ熱パルス法のデータ解析法の違いによる体積熱容量 ρc と熱伝導率 λ の測定値への影響はほとんど無いことがわかった。特に、本実験のように t_m 付近の温度雑音がほとんど無い場合は、一点法と部分データ適合法は極めて近似した結果を導いた。しかし、全データ

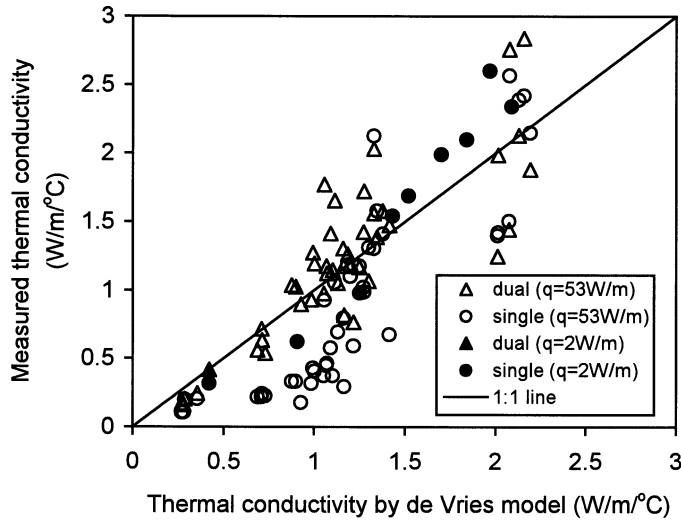


図-4 ヒーターへの異なった入力熱量を使った双子プローブ熱パルス法と単一プローブ法による熱伝導率の測定値と de Vries モデルによる推定値の比較

Fig. 4 Thermal conductivity measured using a dual-probe heat-pulse method and a single probe method with two distinguished power input to the heater.

適合法は、熱拡散係数が大きい場合には、他の2つの解析法に比較して ρc を10~20%、 λ を10~40% 過大評価した。したがって、一般的には部分データ適合法の使用が望ましいと思われる。

双子プローブ熱パルス法は、従来法である単一プローブ法と異なり、ヒーター部の過熱による土壌との接触抵抗の増加の影響をほとんど受けることなく、体積熱容量、熱伝導率、熱拡散係数の同時測定が可能であった。双子プローブの熱パルスによるヒーターの温度上昇を利用した単一プローブ法は、低~中水分量域でヒーターの過熱により増加した接触抵抗の影響を受けやすく、熱伝導率を過小評価した。しかし、風乾付近や多水分量域では、双子プローブ熱パルス法による測定値とよく一致した。

6. 謝 辞

この研究は、米国テキサス州カレッジステーション市のテキサス A&M 大学機構テキサス農業試験場で行われた (Research was conducted by The Texas Agricultural Experiment Station, The Texas A & M University System, College Station, Texas.)。

引用文献

Bilskie, J.R. (1994) : Dual-probe methods for determining soil thermal properties : Numerical and

laboratory study. Ph.D. Dissertation, Iowa State University, Ames, IA, U.S.A.

Bristow, K.L., White, R.D. and Kluitenberg, G.J. (1994) : Comparison of single and dual probes for measuring soil thermal properties with transient heating. *Aust. J. Soil Res.* **32** : 447-464.

Bristow, K.L., Bilski, J.R., Kluitenberg, G.J. and Horton, R. (1995) : Comparison of techniques for extracting soil thermal properties from dual-probe heat-pulse data. *Soil Sci.* **160** : 1-7.

Campbell, G.S. (1985) : *Soil physics with BASIC. Transport models for soil-plant systems.* Elsevier Science Publ. Co., New York.

De Vries, D.A. (1963) : Thermal properties of soils. pp. 210-235. In W.R. van Wijk (ed.) *Physics of plant environment.* North-Holland Publ. Co., Amsterdam.

Horton, R. and Wierenga, P.J. (1984) : The effect of column wetting on soil thermal conductivity. *Soil Sci.* **138** : 102-108.

Kasubuchi, T. (1977) : Twin transient-state cylindrical-probe method for the determination of the thermal conductivity of soil. *Soil Sci.* **124** : 255-258.

Kasubuchi, T. (1984) : Heat conduction model of satu-

- rated soil and estimation of thermal conductivity of soil solid phase. *Soil Sci.* **138** : 240-247.
- Kunii, D. and Smith, J.M. (1960) : Heat transfer characteristics of porous rocks. *AIChE J.* **6** : 71-78.
- Noborio, K. and McInnes, K.J. (1993) Thermal conductivity of salt-affected soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **57** : 329-334.
- Noborio, K., McInnes, K.J. and Heilman, J.L. (1996) : Measurements of soil water content, heat capacity, and thermal conductivity with a single TDR probe. *Soil Sci.* **161** : 22-28.
- Ren, T., Noborio, R. 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.
- Shiozawa, S. and Campbell, G.S. (1990) : Soil thermal conductivity. *Remote Sens. Rev.* **5** : 301-310.
- 受稿年月日：2001年3月30日
受付年月日：2001年12月28日

The effect of heterogeneous soil-water distribution on the TDR measurement of soil-water content

M. A. MOJID, Nobuo TORIDE and Hiroyuki CHO

Department of Agricultural Sciences, Saga University, Saga 840-8502, Japan

Abstract

This study investigated the shape of the TDR waveforms and compatibility of TDR support softwares to analyze the waveforms for dielectric constant, ϵ , to estimate volumetric water content, θ , in sands with heterogeneous distribution of water. When a dry layer was at the bottom, the waveform shifted upward due to reflection of the TDR pulse at the wet-dry interface before the final reflection of the pulse at the end of the sensor. The program algorithm incorrectly located the point of final reflection at the beginning of the dry sand layer when the water content of the dry layer, θ_{dry} , was less than $0.15 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$. Selection of inflection points at the wet-dry interface resulted in underestimation of ϵ and θ . For $\theta_{\text{dry}} = 0.22 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, the magnitude of the upward shift was not significant. The program then correctly determined the reflection point at the end of the sensor. Thickness of the bottom dry sand layer, L_{dry} , had no effect on the wave analysis. When the bottom layer was quite dry ($\theta_{\text{dry}} = 0.05 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$), the inflection point was always selected just after the pulse reflected back at the wet-dry sand interface regardless of L_{dry} values, resulting in underestimation of ϵ and θ . On the other hand, TDR always underestimated ϵ and θ when water contents were different between two rods of the sensor. The degree of underestimation was higher when the core wire of the sensor was in dry sand.

Key words: Time-domain reflectometry, soil-water distribution, longitudinal heterogeneity, transverse heterogeneity, wave form analysis

1. Introduction

Time-domain reflectometry (TDR) has become a widely used technique for measuring soil-water content, θ , since its introduction to measure the dielectric constant, ϵ , of soil (Davis and Chudobiak, 1975), and the development of a calibration equation between the dielectric constant and soil-water content (Topp *et al.*, 1980). The technique is considered robust since it is almost unaffected by temperature, salinity and soil texture, and reliable over a wide range of soil-water condition within an accuracy of $\pm 0.01 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ of water content (Topp *et al.*, 1980).

Topp *et al.* (1982) showed both theoretically and experimentally that TDR measures the average dielectric constant of the sampled

volume using layered soil. However, Nadler *et al.* (1991) showed that a heterogeneous soil profile with wet soil overlaid dry soil reduced the accuracy of determining ϵ by TDR. Dasberg and Hopmans (1992) also evaluated the effects of layered profile on the TDR-measured ϵ for sandy loam and clay loam soils using 20 cm long 2-wire and 3-wire sensors. They obtained significantly lower ϵ when wet soil overlaid dry soil. A distinct reflection of TDR pulse from the wet-dry soil interface caused difficulty to identify the final point of reflection of the pulse from the end of the sensor.

Hokett *et al.* (1992) studied water content heterogeneity in the transverse direction to the TDR sensor by inserting one wire of a two-wire sensor in a dry sand and the other wire in a wet sand; the dry and wet sands were separated by

either an artificially made air- or water-filled crack. They reported that TDR measurement was significantly influenced by the dry sand and ϵ was underestimated. Air-filled crack caused underestimation in ϵ only slightly in dry sand but significantly in wet sand. The effect of water-filled cracks was small in both dry and wet sands.

The main current of the TDR pulse transmits through the wire of the sensor connected to the core of the coaxial cable. Intensity of electrical potential is also higher around this wire than the other wire connected to the shield. As a result, the transverse heterogeneous water distribution in a soil would affect TDR-measured ϵ depending on the type of the sensor wire in dry and wet soils. Hokett *et al.* (1992) did not consider this factor in their study.

A heterogeneous soil-water distribution is often encountered in practice, such as in the root zone of layered soils, and during infiltration and evaporation processes in unsaturated soils. We decided to further investigate the shape of the TDR-waveforms for various different combinations of water content and thickness of dry and wet soil layers, and compatibility of TDR-support softwares to analyze these waveforms. The objectives of this study were : (1) to investigate the effects of a dry soil layer with different water content and thickness at the end of a sensor on the TDR waveform, (2) to evaluate the comparative performance of the software algorithms to identify two reflection points on the waveform, and (3) to evaluate the response of the core and shield wires of a 2-wire sensor for transverse heterogeneous soil-water distributions and its effect on TDR-measured dielectric constant.

2. Materials and Method

We conducted five different experiments using Tottori dune sand, Japan. The first four experiments were designed to evaluate the effect of longitudinal heterogeneity on TDR measurements : water contents were heterogeneous along the sensor. Fifth experiment was

for transverse heterogeneity : water contents were different between two rods of the sensor. Summaries of these experiments are given in Tables 1 and 2. We used TDR sensors of Easy Test, Ltd., Poland consisting of 2 wires of 0.1 m in length ; the diameter and spacing between the wires were 1 mm and 5 mm, respectively. There was an 8 cm epoxy transition between the wires of the sensor and the coaxial cable to hold the cable and sensor wires firmly. One wire of the sensor was connected to the core of the coaxial cable, and the other wire was connected to the shield of the coaxial cable. TDR sensors were connected with a Tektronix 1502 C cable tester of Tektronix Ltd. using a SDMX 50 ohm coaxial multiplexer. The TDR waveforms were analyzed with a CR10X datalogger with PC208W program of the Campbell Scientific Ltd., and WinTDR99 program of Or *et al.* (1999) as well.

A 10 cm high acrylic soil column with 5 cm inner diameter having a ceramic plate at the bottom was used in the first four experiments. Fig.1 shows water content profiles for these experiments. The column consisted of several rings depending on the water content profile. Expt.1 compared a wet and dry layered column and a uniform column, both having same average water content ($\theta = 0.195 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$). For Expt. 1.1, the bottom 5 cm of the column was relatively dry ($\theta_{\text{dry}} = 0.10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) and the top 5 cm was relatively wet ($\theta_{\text{wet}} = 0.29 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$). Expt.2 was conducted for three different water contents at the bottom 5 cm layer ($\theta_{\text{dry}} = 0.05, 0.15, 0.25 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) having a same water content ($\theta_{\text{wet}} = 0.29 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) at the top 5 cm layer. Expt.3 was for different thickness of the bottom dry layer ($\theta_{\text{dry}} = 0.05 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) ranging 0 to 5 cm below the wet layer ($\theta_{\text{wet}} = 0.29 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$). Expt.4 was similar to Expt.3 but the bottom layer is relatively wet ($\theta_{\text{dry}} = 0.22 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$). In all experiments, the soil column was filled uniformly with an average bulk density of 1.66 Mg m^{-3} . The wet and dry sands were separated using a thin laboratory film to prevent vertical flow. Equally spaced four TDR sensors were inserted vertically in

Table 1 Experimental details for the longitudinal heterogeneous water distributions (Expt. 1–Expt. 4) with average gravimetric and TDR-measured dielectric constants (ϵ_{grav} and ϵ_{TDR}) and soil-water contents (θ_{grav} and θ_{TDR})

Expt. No.	Measurement No.	Soil layer arrangement				ϵ_{grav}	ϵ_{TDR}	θ_{grav}	θ_{TDR}
		L_{wet} (cm)	θ_{wet}	L_{dry} (cm)	θ_{dry}				
1	1	5	0.29	5	0.10	9.83	7.55	0.195	0.138
	2	10	0.195	—	—	9.82	9.78	0.195	0.184
2	1	5	0.29	5	0.05	8.45	7.92	0.170	0.140
	2	5	0.29	5	0.15	11.33	10.18	0.220	0.192
	3	5	0.29	5	0.25	14.67	14.83	0.270	0.273
3	1	10	0.29	—	—	16.21	15.97	0.291	0.291
	2	9	0.29	1	0.05	14.46	12.58	0.267	0.236
	3	8	0.29	2	0.05	12.74	10.80	0.242	0.204
	4	7	0.29	3	0.05	11.20	9.17	0.218	0.172
	5	6	0.29	4	0.05	9.71	8.11	0.193	0.150
	6	5	0.29	5	0.05	8.40	6.79	0.169	0.121
4	1	10	0.29	—	—	15.76	15.78	0.285	0.288
	2	9	0.29	1	0.22	15.25	14.79	0.278	0.272
	3	8	0.29	2	0.22	14.75	15.02	0.271	0.276
	4	7	0.29	3	0.22	14.25	14.50	0.264	0.268
	5	6	0.29	4	0.22	13.76	13.36	0.257	0.249
	6	5	0.29	5	0.22	13.28	12.98	0.250	0.243

the columns from the soil surface. The TDR waveforms, first derivatives of the waveforms, ϵ and θ were measured for all experiments. An average of five measurements was recorded for each sensor. Note that five successive measurements of each sensor resulted in almost identical results and, furthermore, there was no remarkable difference between these sensors. We therefore assumed overall averages of four sensors could represent reliable ϵ and θ values.

For the transverse heterogeneity (Expt.5), a 10cm long plastic column with 1.5cm inner diameter was partitioned longitudinally into two approximately equal portions with a thin adhesive tape. The two portions of the column were filled with sands of two different water contents. One TDR sensor was inserted in this column keeping the core and shield wires in its two portions. The measurement of ϵ and θ was repeated by interchanging the mutual positions of the two wires of the sensor in the sample. Different sampling volumes of the dry

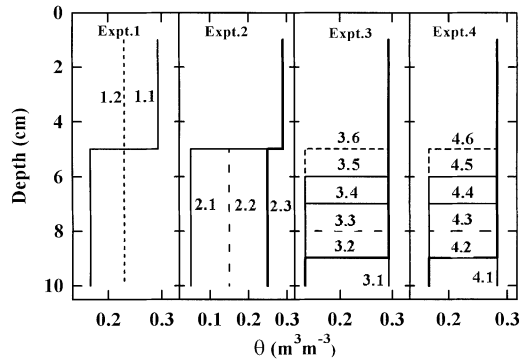


Fig. 1 Soil water content profiles for the longitudinal heterogeneous conditions (Expt. 1–Expt. 4).

and wet sands were also measured by changing the relative position of the sensor from the partition (No. 9–11 in Table 2). After the measurements, the average water contents in the two portions of the column were measured gravimetrically. We note that we failed to determine exact water contents of wet and dry

Table 2 Experimental details for the transverse heterogeneous water distributions (Expt. 5) with average gravimetric and TDR-measured water contents (θ_{grav} and θ_{TDR}), and corresponding dielectric constants (ϵ_{grav} and ϵ_{TDR}) based on the Topp equation

No.	θ_{grav}	ϵ_{grav}	Arrangement of wires		θ_{TDR}	ϵ_{TDR}
			Core wire	Shield wire		
1	0.272	15.49	wet	dry	0.184	10.01
			dry	wet	0.135	7.44
2	0.317	18.73	wet	dry	0.247	13.79
			dry	wet	0.210	11.47
3	0.224	12.36	wet	dry	0.177	9.63
			dry	wet	0.142	7.82
4	0.186	10.13	wet	dry	0.115	6.54
			dry	wet	0.107	6.19
5	0.233	12.92	wet	dry	0.165	8.99
			dry	wet	0.151	8.26
6	0.115	6.52	wet	dry	0.102	5.97
			dry	wet	0.083	5.18
7	0.160	8.71	wet	dry	0.141	7.74
			dry	wet	0.097	5.76
8	0.300	17.50	wet	dry	0.241	13.44
			dry	wet	0.224	12.35
9	0.238	13.22	wet	dry	0.142	7.80
			dry	wet	0.121	6.82
10	0.238	13.22	wet	dry	0.151	8.26
			dry	wet	0.128	7.14
11	0.238	13.22	wet	dry	0.225	12.37
			dry	wet	0.188	10.24
12	0.300	17.50	wet	air	0.100	5.89
			air	wet	0.069	4.64

sands in Expt.5. Total twelve measurements were carried out for different combinations of water contents and sampling volumes. In one measurement, one of the wires was kept in air (No. 12).

3. TDR Principle to Measure Soil-Water Content

TDR cable tester sends a high frequency

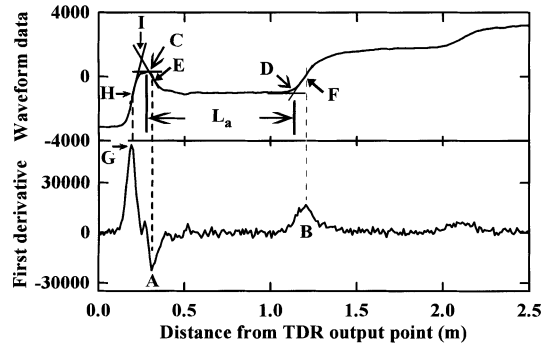


Fig. 2 A TDR waveform and its first derivative in distilled water.

electromagnetic pulse through a coaxial cable to a sensor. The launched pulse reflects back when it encounters a change in impedance on its path of travel. The reflected pulses superimpose on the launched pulse and are displayed as a waveform in time. The horizontal axis represents the distance from the output point of the TDR cable tester. The vertical axis provided the impedance of the TDR pulse. The shape of the waveform on the horizontal axis up to the beginning of the sensor wire is the characteristic feature of a particular sensor. The TDR waveform shifts up or down at any point due to the lower or higher dielectric constant of the surrounding material than for the previous point (Tektronix, 1990).

Figure 2 shows a TDR waveform and its first derivative in distilled water. Initial and final points of reflection of the launched TDR pulse from the starting and end points of the sensor, denoting C (or I) and D in Fig. 2, respectively, are utilized for the interpretation of dielectric constant. The dielectric constant of the soil controls the distance between these points (Lorrain and Corson, 1970). Substantial efforts have been made to locate these two points (Baker and Allmaras, 1990 ; Heimovaara and Bouten, 1990 ; Evett, 1998 ; Or *et al.*, 1999) since they are not clearly defined on the waveform as can be seen in Fig. 2. Virtually, all TDR-support softwares identify these points more or less in a similar way by utilizing the first

derivative of the waveform. In PC208W, an approximate location of the initial reflection is defined by the electrical length of the cable between the cable tester and the sensor, and a correction factor of the sensor. The point of initial reflection C is located at the intersection of a horizontal line passing through the global maximum of the waveform and a line tangent drawn to the inflection point of the waveform (point E) determined by its lowest first derivative (point A). In WinTDR99, the point of initial reflection is defined by the intersection of two tangent lines, which are drawn at the two inflection points on the waveform (points H and E). H is located at the highest positive peak of the first derivative (point G) before the first peak of the waveform. The point of initial reflection defined in WinTDR99 (point I) does not differ significantly from C; both C and I provide comparable dielectric constants. The final point of reflection D is located in both programs at the intersection of a horizontal line passing through the global minimum of the waveform or a regression line through a range of points around this minimum and a line tangent drawn at the inflection point of the waveform after the minimum (point F). The inflection point F is located at the point of the highest first derivative of the waveform after the global minimum (point B).

The distance between the initial and final points of reflections is the apparent length of travel of the pulse through the sensor L_a (m). The average dielectric constant, ϵ , of the surrounding medium is calculated from the electrodynamic relationship as

$$\epsilon = \left(\frac{L_a}{L_s \nu_p} \right)^2 \quad (1)$$

where L_s is the length of the sensor (0.1 m in this study), and ν_p is a ratio of the velocity of the TDR pulse in a medium to that in free space, which is obtained from TDR setting. The volumetric soil-water content, θ , is related to ϵ each other by the equations of Topp *et al.* (1980) :

$$\theta = -5.3 \times 10^{-2} + 2.92 \times 10^{-2} \epsilon - 5.5 \times 10^{-4} \epsilon^2 + 4.3 \times 10^{-6} \epsilon^3 \quad (2)$$

$$\epsilon = 3.03 + 9.3\theta + 146.0\theta^2 - 76.7\theta^3 \quad (3)$$

The gravimetrically measured θ_{grav} agreed well with the TDR-estimated θ_{TDR} based on the TDR-measured ϵ_{TDR} using Eq.(2) for the Tottori dune sand with an accuracy of $\pm 0.02 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ of soil-water content. We therefore assumed that the dielectric constant based on θ_{grav} using Eq. (3), denoting ϵ_{grav} , represented a true dielectric constant for the comparison with the TDR-measured ϵ_{TDR} .

4. Results and Discussion

4.1 Longitudinal Heterogeneity along the Sensor

Fig. 3 shows two waveforms for a wet-dry sand combination (Expt.1.1) and a uniformly wet sand (Expt.1.2), both having same average water content of $\theta=0.195 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$. The first derivatives of these waveforms are also displayed in this figure to distinguish the final points of inflection on the waveforms. For the uniform sand, as similar to Fig. 2, the TDR pulse reflected back at the end of the sensor (point A in Fig.3) resulting in the inflection point at B.

In case of the wet-dry sand combination, the major portion of the TDR pulse reflected back and moved up considerably after traveling in

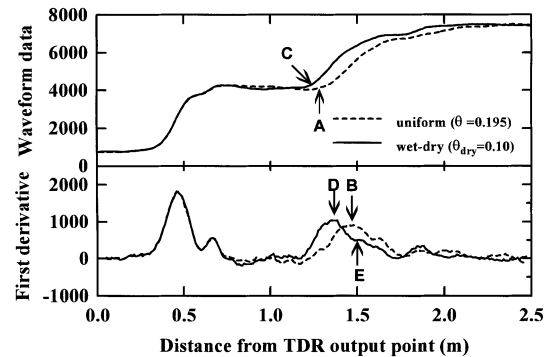


Fig. 3 TDR waveforms and their first derivatives for a wet-dry sand combination and a uniformly wet sand both having same average water content of $(\theta=0.195 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3})$ (Expt. 1).

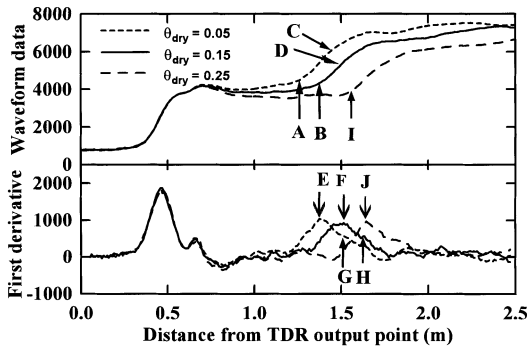


Fig. 4 TDR waveforms and their first derivatives for three different water contents of the bottom dry sand layer, (θ_{dry} (Expt. 2).

the wet sand while the remaining portion traveled in the dry sand until it reflected back at the end of the sensor. The approximate reflection point at the wet-dry interface is point C in Fig.3. The first inflection point of the waveform after the interface was identified by a distinct positive peak on the first derivative at D. The second reflection corresponding to the end of the sensor should be at A since the average water content was identical to the uniformly wet sand. Since the reflection of the pulse at the end of the sensor was very small, there was no any distinct peak on the first derivative for the inflection point. From close observation of Fig.3, a small upward shift of the first derivative at E might correspond to the inflection point after the reflection of the end of the sensor.

The programs drew a tangent line at D for the wet-dry layers to determine the final reflection point while point B was used for the uniformly wet sand. This interpretation of the final reflection point C in the wet-dry combination underestimated the travel path of the pulse L_a of Eq.(1), resulting in underestimation of ϵ and θ according to Eqs.(1) and (2), respectively. As shown in Table 1, θ_{grav} and θ_{TDR} for the wet-dry combination were $0.195 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ and $0.138 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, respectively. For the uniformly wet sand, ϵ_{TDR} and θ_{TDR} agreed well with ϵ_{grav}

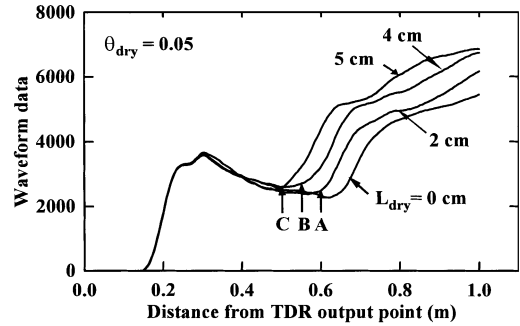


Fig. 5 TDR waveforms for four different thickness of the dry sand layer, L_{dry} , with ($\theta_{dry} = 0.05 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ (Expt. 3).

and θ_{grav} , respectively, showing the applicability of Eq.(2) for the Tottori dune sand.

The water content of the bottom dry sand layer, θ_{dry} , was an important factor that governed the performance of the programs. Fig. 4 displays waveforms and their first derivatives for three different θ_{dry} values in Expt.2. The reflected pulse moved up considerably after major reflection at the wet-dry sand interface (A and B) and resulted in waveforms without the reflected pulse from the end of the sensor (around C and D) for $\theta_{dry} = 0.05$ and $0.15 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$. Accordingly, the major peak of the first derivative was found after the reflection of the pulse at the wet-dry sand interface (E and F). The points G and H showing small upward shift on the first derivative might be the actual points of inflection after final reflection of the pulse at the end of the sensor. Selection of the inflection points at E and F reduced L_a in Eq.(1), consequently resulting in underestimation of ϵ and θ as similar to Expt.1.1 in Fig. 3. Although the waveform was generated from a part of the sensor within the wet sand, the entire length of the sensor (0.1 m) was used in calculating ϵ according to Eq.(1). There still remains scope to improve the programs for analyzing this type of irregular-shaped waveforms. One such possibility is to use a short-circuited sensor at the end, which could result in a sharp downward shift of the waveform at the end of the sensor. In case of $\theta_{dry} = 0.25 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ (Expt.2.3),

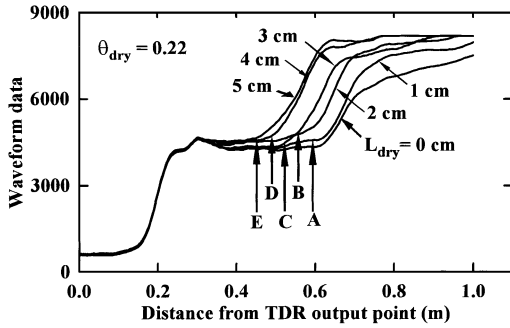


Fig. 6 TDR waveforms for six different thickness of the dry sand layer, L_{dry} , with $(\theta_{dry}=0.22\text{ m}^3\text{ m}^{-3})$ (Expt. 4).

whereas the waveform did not move up noticeably at the wet-dry sand, it moved up significantly after the major reflection of the pulse from the end of the sensor at point I in Fig.4. The programs selected the appropriate inflection point at J and reasonably estimated ϵ in this case.

While the reflected pulse moved up considerably at the wet-dry sand interface depending on θ_{dry} , thickness of the dry sand layer, L_{dry} , had virtually no effect on the determination of the reflection point at the end of sensor. For $\theta_{dry}=0.05\text{ m}^3\text{ m}^{-3}$ in Expt.3, the reflected TDR pulse always shifted up considerably at the wet-dry sand interface before the final reflection from the end of the sensor regardless of L_{dry} values. Fig.5 presents four waveforms in Expt.3 where A, B, and C show the approximate locations of reflection of the TDR pulse at the wet-dry sand interface. As can be viewed from the shape of the waveforms, the reflection of the pulse from the end of the sensor could not be identified since the major reflections occurred at A, B, and C. As a result, the inflection of the waveform at the wet-dry sand interface, as similar to Expt.2.1 and Expt.2.2, the programs underestimated ϵ and θ .

Fig. 6 shows six waveforms for $\theta_{dry}=0.22\text{ m}^3\text{ m}^{-3}$ in Expt.4. The inflection of the waveform always occurred after the final reflection at the end of the sensor regardless of L_{dry} values as it occurred for $\theta_{dry}=0.25\text{ m}^3\text{ m}^{-3}$ in

Expt.2.3. The dry sand layer at the bottom could not change the major inflection point regardless of its thickness in this case. The approximate locations of reflection at the wet-dry interface occurred at A, B, C, D, and E in Fig. 6. Since the reflected pulse at the wet-dry interface did not move up considerably, the programs properly interpreted the waveforms and accurately estimated ϵ and hence θ in Expt. 4 for all values of L_{dry} .

4. 2. Transverse Heterogeneity between Two Rods of the Sensor

TDR underestimated ϵ in all twelve measurements of Expt.5 depending on : (i) the volume of the dry sands within the sampled volume of the sensor, and (ii) whether the core wire or the shield wire of the sensor was in the dry sand. Table 2 lists the results of twelve measurements in Expt.5. TDR sensor sampled a cylindrical volume of soil with length equal to the length of the sensor and diameter approximately 1.4 times the spacing of the wires (Zegellin *et al.*, 1989). The sampling volumes of dry and wet sands were adjusted by changing the relative position of the sensor from the partition (Expt.5.9–5.11 in Table 2). Underestimation of ϵ and θ increased as the sampling dry sand volume increased.

Because of the low ϵ of dry sand the TDR pulse traveled faster than in the wet sand (Lorrain and Corson, 1970). The pulse reflected earlier from the wire inserted in the dry sand than from the wire inserted in the wet sand. Fig. 7 demonstrates the influence of two different speeds of the pulse in the core and shield wires on the waveforms of Expt.5.1 (Table 2). The final points of inflection (C and D) and hence the final points of reflection (A and B) were different for these two waveforms. The path of travel of the pulse L_a in Eq.(1) was shorter when the core wire was in dry sand than in wet sand. The mutual interchange of the two wires of the sensor in the dry and wet portions of the same sample resulted in two different ϵ (Table 2). Since intensity of the electrical potential was much higher around

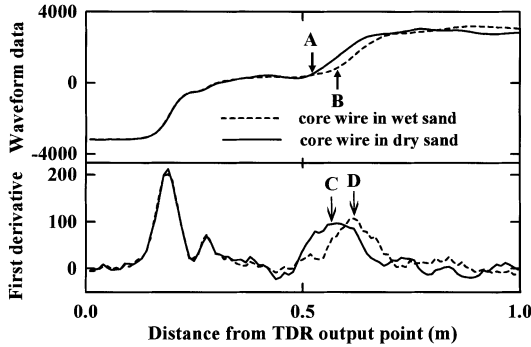


Fig. 7 TDR waveforms and their first derivatives for different positions of the two wires of the sensor in a transverse heterogeneous water profile (Expt. 5.1).

the core wire than around the shield wire (Zegelin *et al.*, 1989), TDR exerted greater weight around the core wire than around the shield wire. This resulted in higher ϵ when the core wire was in wet sand than in dry sand.

5. Conclusions

The TDR-support softwares located the initial and final points of reflection of the TDR pulse on the waveform using its first derivative to calculate the dielectric constant, ϵ , based on the distance between these points. When a dry sand was at the bottom TDR, waveforms shifted up to some extent at the wet-dry sand interface depending on the water content of the dry layer, θ_{dry} . In case of $\theta_{\text{dry}} = 0.05$ and $0.15 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, the early upward shift of the waveform was much higher. The maximum first derivative occurred after the reflection of the pulse at the wet-dry sand interface. The programs analyzed only part of the waveform that resulted in underestimation of ϵ and θ . For $\theta_{\text{dry}} = 0.22 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, the magnitude of this upward shift was insignificant. The algorithms of the programs correctly estimated the travel path of the pulse L_a in Eq.(1). The major inflection point on the waveform located at the maximum first derivative occurred after the final reflection of the pulse at the end of the sensor.

Thickness of the bottom dry sand layer,

L_{dry} , had no effect on the wave analysis. When the bottom layer was relatively wet ($\theta_{\text{dry}} = 0.22 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$), the program algorithms selected the final inflection of the waveform after the pulse reflected back from the end of the sensor regardless of L_{dry} values providing the correct measurement of ϵ and θ . On the other hand, the inflection point was selected just after the pulse reflected back at the wet-dry sand interface for all values of L_{dry} for quite low θ_{dry} ($= 0.05 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$), resulting in underestimation in ϵ and θ .

In case of soil-water heterogeneity in the direction transverse along the sensor, the TDR pulse traveled faster through the wire of the sensor inserted in the dry sand than through the wire inserted in the wet sand. The early reflection of the pulse in the dry sand shortened its path of travel and TDR always underestimated ϵ and θ regardless of the position of the two wires of the sensor. The degree of underestimation was higher when the core wire of the sensor was in dry sand.

Acknowledgement

The principal author is an Associate Professor of the department of Irrigation and Water Management of the Bangladesh Agricultural University (BAU), Mymensingh-2202. This research was conducted at Saga University using the funding of Japan Society for Promotion of Science (JSPS). We sincerely acknowledge the JSPS and the BAU authorities for their support.

References

- Baker, J.M. and Allmaras, R.R. (1990) : System for automating and multiplexing soil moisture measurement by time-domain reflectometry. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **54** : 1-6.
- Dasberg, S. and Hopmans, J.W. (1992) : Time-domain reflectometry calibration for uniformly and non-uniformly wetted sandy and clayey loam soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **56** : 1341-1345.
- Davis, J.L. and Chudobiak, W.J. (1975) : In situ meter for measuring relative permittivity of soils. Paper 75-1A. Geological Survey of

- Canada. Energy, Mines, and Resources of Canada, Ottawa.
- Evelt, S.R. (1998) : The TACQ computer program for automatic measurement of water content and bulk electrical conductivity using time domain reflectometry. Paper no.983182, presented at the Annual International Meeting of ASAE, Orlando, Florida, July 12-15, 1998.
- Heimovaara, T.J. and Bouten, W. (1990) : A computer-controlled 36-channel time domain reflectometry system for monitoring soil water contents. *Water Resour. Res.*, **26** : 2311-2316.
- Hokett, S.L., Chapman, J.B. and Cloud, S.D. (1992) : Time-domain reflectometry response to lateral soil-water content heterogeneities. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **56** : 313-316.
- Lorrain, P. and Corson, D.R. (1970) : *Electromagnetic fields and waves* (2nd ed.). W. H. Freeman, New York.
- Nadler, A.S., Dasberg, S. and Lapid, I. (1991) : Time domain reflectometry measurements of water content and electrical conductivity of layered soil columns. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **55** : 938-943.
- Or, D., Fisher, B., Hubscher, R.A. and Wraith J. (1999) : WinTDR99. Users guide. Utah State University, Utah, USA.
- Tektronix. (1990) : 1502C metallic time-domain reflectometer : operator manual. Tektronix, Inc. Beaverton, OR97077, USA.
- 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** : 574-582.
- Topp, G.C., Davis, J.L. and Annan, A.P. (1982) : Electromagnetic determination of soil water content using TDR : I. Applications to wetting fronts and steep gradients. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **46** : 672-678.
- Zegelin, S.J., White, I. and Jenkins, D.R. (1989) : Improved field probes for soil-water content and electrical conductivity measurement using time-domain reflectometry. *Water Resour. Res.*, **25** : 2367-2376.

不均一な土壌水分分布が TDR 土壌水分測定値に及ぼす影響について

M. A. Mojid・取出伸夫・長 裕幸

佐賀大学農学部

840-8502 佐賀市本庄町1番地

要 旨

TDRを用いて土壌水分量を推定する際、水分分布が不均一な条件下で測定される波形と市販の波形解析プログラムとの適用条件について検討を行った。砂層において先端部が乾燥している場合、計算されるパルスの反射ポイントは乾湿層間の境界面で発生する反射波の影響を受け、プローブの先端との間にずれを生じることが分かった。湿潤土層の水分量 $\theta_{\text{wet}} = 0.29 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ に対し乾燥土層の水分量 θ_{dry} が $0.15 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ 以下では、プログラムは不正確な反射ポイントを示し、水分量を過小に推定した。 θ_{dry} が $0.22 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ になると反射ポイントの違いの影響は小さくなり、プログラムはほぼ正確な値を示した。乾燥層の厚さの違いは水分量の違いに比べて、波形に与える影響は小さかった。しかし、乾燥層の水分量が非常に小さくなると ($\theta_{\text{dry}} = 0.05 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$)、厚さに関係なく反射ポイントは乾湿層境界面で与えられ、水分量は過小に計算された。

プローブにおける2本のロッド間で水分量が異なる場合、プログラムは水分量を常に過小に計算した。さらにコア部のロッドが乾燥側にある場合、その差は大きくなることが分かった。

キーワード : TDR, 土壌水分分布, 縦方向の不均一性, 横方向の不均一性, 波形解析

受稿年月日 : 2000年4月13日
受理年月日 : 2002年1月24日

土壌の汚染と浄化の問題

岡崎 正規*

Soil Pollution and its Rehabilitation

Masanori OKAZAKI*

*Graduate School of Bio-Applications and System Engineering, Tokyo University of Agriculture and Technology, 2-24-16, Nakacho, Koganei, Tokyo 184-8588 Japan

緒 言

コーデックス (CCFAC) 部会 (FAO/WHO の下部機関) による玄米中のカドミウム濃度の最大基準値が 0.2 mg kg^{-1} に決定しようとしている¹⁾。我が国の「農用地の土壌の汚染防止等に関する法律」では、玄米 1 mg kg^{-1} がカドミウムの基準値である。1979~1998 年に実施された全国 37,250 カ所におけるカドミウム濃度調査の平均値は、 0.06 mg kg^{-1} で、3.3% (1244 カ所) の玄米が 0.2 mg kg^{-1} を超えた (浅見, 2001a)。この結果からすれば、我が国の水田面積は、2,679 千 ha であるので、汚染米が生産されるあるいはその恐れのある面積は、88 千 ha となる。現在、汚染地域に指定されている面積 (主として水田) は、6,266 ha であるが、その 14 倍の面積が新たに汚染地域に指定される可能性があることになる。土壌の汚染と浄化の問題は、再び関心を引き起こしている。

1980 年に米国で環境汚染の修復を義務づけて制定された「スーパーファンド法」(The Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act: CERCLA) は、廃棄物の処分に関する規制ばかりでなく、有害物質によって汚染を引き起こした者の責任を明確にさせ、有害物質の除去を義務付けるとともに、浄化に関わる費用の負担は、幅広く、土地を担保に融資した銀行も責任を分担することもある。CERCLA は 1986 年に改訂され、The Superfund Amendments and Reauthorization Act (SARA) となり、一層強化され、汚染地を浄化するための永久的な修復を謳っている。米国ばかりでなく、欧州においても汚染の除去については、より強力な法整備を行っている (安田火災海上保険・安田総合研究所, 1996)。

土壌中での物質移動は、土壌物理学の最大の関心事の一つである。あらゆる物質について土壌中での移動・存

在量に偏りが生じれば、「汚染」と呼ばれる現象となる。土壌は、その他の環境構成要素に比べて、汚染物質を吸着し、長期間にわたって保持・蓄積する特徴を持つ。したがって、ひとたび土壌が汚染されると、汚染が長期にわたることになる。もちろん、汚染が発生したときには、汚染を取り除く努力がなされているが、多くの場合、除染 (修復) は極めて困難であり、除染技術ばかりでなく、多大の経費、時間を必要とする。

1. 土壌の汚染

(1) 農用地の土壌の汚染防止等に関する法律

土壌の汚染に関する汚染物質としては、なんと言っても、毒性の強さ、影響の大きさ・面積、長期にわたる影響の深刻さから重金属と農薬が挙げられる。明治以降の急速な近代化に伴って、有害金属による土壌汚染が渡良瀬川流域に認められていたが、国は富国強兵政策の下に汚染そのものを圧殺した。1960 年代の高度経済成長期において様々な有害金属の生産量および使用量の急増によって日本各地に土壌汚染が引き起こされた。1968 年に、国は、神通川流域に発生していたイタイタイ病の原因物質がカドミウムであること、また水俣病を有機水銀による公害病であることを公式に認めた。こうした背景のもと、1970 年に「農用地の土壌の汚染防止等に関する法律」が制定された。この法律は、「土壌汚染防止法」と呼ばれることもあるが、農用地 (主として水田) に限定され、特定有害物質としては、カドミウム、銅、ヒ素およびそれらの化合物に限定されたものであることを認識しなければならない。PCB、ハロゲン化炭化水素などによる土壌あるいは地下水汚染が見出され、「農用地の土壌の汚染防止等に関する法律」の範囲内では収まらない汚染が顕在化し、1991 年によろやく「土壌の汚染に係る環境基準」が定められ、一部改正を加えながら、今日に至っている (環境省, 2001)。大気および水質に

* 東京農工大学大学院生物システム応用科学研究所 〒184-8588 小金井市中町 2-24-16

関する環境基準よりも「土壌の汚染に係る環境基準」が約20年も遅れたことの意味を十分考える必要がある。

「農用地の土壌の汚染防止等に関する法律」に基づいた特定有害物質による農用地の土壌の汚染面積は、渡良瀬川地域のように、銅ばかりでなくカドミウムによっても汚染されている地域（重複汚染地域）が存在しているが、カドミウムによって汚染された地域は、全指定地域の97.6%を占めている点も、わが国の土壌汚染の特徴として注目に値する。

土壌汚染を引き起こす汚染物質は、重金属、農薬ばかりでなく、ハロゲン化炭化水素、ベンゼン、セレン、フッ素、ホウ素など多岐にわたり、これら汚染物質の土壌中での吸着、脱着反応が土壌中での移動を決定する。

(2) 土壌中における重金属の移動

いもち病の特効薬として用いられた酢酸フェニル水銀は、農薬であるが、水銀を含むため、重金属として取り上げる。酢酸フェニル水銀は、1968年に散布が禁止され、1974年に全面的に禁止されたが、散布用、種子消毒用として水田に用いられ、1953年から1972年までに日本全国で2,324.7tが水田に投入されたと見積もられている（岡崎，1993）。わが国の玄米中の平均水銀濃度が0.013 mg/kg（濃度範囲：ND~0.17 mg/kg）で、他の国の平均水銀濃度より高い原因と考えられている（環境庁，1974）。しかし、投入された水銀に対して、土壌中の総水銀濃度が0.29 mg/kg（濃度範囲：ND~5.36 mg/kg）で、それほど高くないのは、水稲栽培期間を除いた酸化的な土壌条件下で水銀が揮散するためであると考えられる。また、水田土壌中の水銀濃度が高くても玄米中の水銀濃度が高くないのは、湛水期間中に水銀は硫化水銀（HgS）のような形態で存在し、水稲に吸収されにくいためであろうと言われている。水稲体内に吸収された水銀は、茎葉部には保持されず、玄米に移行していくことが知られている。酢酸フェニル水銀を水田作土10 cmに均質に混合して水稲作付け、6カ月後に分析した結果、水銀は90%が無機化し、表層4 cmのフェニル水銀残量は8%で、水銀は表層10 cmに留まり、下方に浸透していなかった。

カドミウムの土壌中での移動は、精力的に研究が進められており、カドミウムの粘土鉱物（伊藤・飯村，1974；和田，1981）、鉄・アルミニウム水和酸化物（Forbes *et al.*, 1976）、腐植（武永・麻生，1975）への吸着、汚染土壌中でのカドミウムの存在形態（浅見ら，1986）、汚染土壌からのカドミウムの溶出（亀井・渡辺，1974）、水稲によるカドミウムの吸収（Homma and Hirata, 1978）などが明らかにされている。

土壌中における重金属の挙動に関しては、すでに多く

の研究成果が発表されており、岡崎（1987）、福井（1993）などによって概説がなされている。重金属イオンの土壌への吸着・脱着を解析する際には、波多野（1993）が指摘しているように、吸着した重金属イオンが時間とともに形態変化し、脱着する反応および反応速度が変化することもあり、単純なモデルの適用を困難にしている。

(3) 土壌中における農薬の移動

現在、わが国で登録されている農薬は約400種類である。農薬の土壌中での残留、環境中での移動の予測は、農薬濃度が極めて低い状態を想定しており、農薬の分配は化学平衡によって表現されている。金澤（1971）は、ファグシーモデルを用いて算出したモデル環境中での使用農薬の分布率を示し、土壌への農薬分布率が、殺虫剤では、0.04~17.1%、殺菌剤では、0.001~7.0%、除草剤では、0.05~17.1%であり、水への農薬分布率が、それぞれ、0.02~99.8%、0.3~98.7%、0.01~97.1%であるのに比べて低い値であることを示した。農薬として利用されている化学物質の約70種は、内分泌攪乱作用を持つと疑われている。環境中での分布率の高い水環境中での外因性内分泌攪乱化学物質（いわゆる環境ホルモン）の移動を急ぎ明らかにする必要がある。

(4) 土壌中におけるハロゲン化脂肪族化合物・PCB・ダイオキシン類の移動

半導体関連企業における精密機械部品の洗浄やドライクリーニングに使用されているトリクロロエチレン（TCE）やテトラクロロエチレン（PCE）などのハロゲン化脂肪族化合物は、水に難溶性で、一般的に土壌には吸着しにくく、水よりも比重が大きいため、地下水とともに土壌中を浸透・移動する。土壌中の有機物とTCEやPCEとの吸着・脱着反応が調べられている（宮下，2001）。

ポリ塩化ビフェニル（PCB）は、理論的には、209種類の同族体の混合物であり、化学的に非常に安定で、電気絶縁性に優れているために、コンデンサや変圧器の絶縁油などに使用されてきた（金原，2000）。わが国では、1968年のカネミ油症事件などを契機として、1972年に製造が中止され、1974年に使用禁止となっている。土壌に吸着したPCBは、分解されにくく、安定して存在している。

ダイオキシン（ポリ塩化ダイベンゾダイオキシン（PCDDs））およびこれと構造が非常に類似しているコプラナーPCB（コプラナーポリ塩化ビフェニル）、ジベンゾフラン（ポリ塩化ジベンゾフラン（PCDFs））を一般にダイオキシン類と呼ぶ（高山，1998）。ダイオキシン類は、大きく分けて、3経路で生成される。一つは、有

機塩素化合物の製造過程の副産物として生成される。二つ目の経路は、塩素系漂白剤の使用に伴う塩素置換反応によって生成する。三つ目の経路は、多くの燃焼の過程で生成する（脇本，1999）。生成されたダイオキシン類には、222種類の同族体があり、毒性はそれぞれ異なる。最も毒性の強い2,3,7,8-四塩化ジベンゾパラダイオキシン（TCDD）の毒性を基準にしてTEFとして表す。また、環境中のダイオキシン量は、それぞれのダイオキシン同族体量にTEFを乗じて、2,3,7,8-TCDD毒性等価量（TEQ）で示す。わが国の農耕地土壌のダイオキシン環境基準値（指針値）は、10 pg TEQ/gで、水田土壌の平均ダイオキシン濃度は、120 pg TEQ/gという高濃度である。水田土壌における高濃度のダイオキシンの存在は、除草剤CNP（2,4,6-trichlorophenyl-4-nitrophenyl ether）に不純物として含まれていたものと推定されている。ダイオキシンは、土壌表層に見られ、下層への移行はみられていない（宮下，2000）。

(5) 土壌中における石油類の移動

原油タンカーの座礁事故、輸送パイプライン、貯蔵施設の破損などによって石油類による土壌汚染が発生する。原油には、炭素鎖の異なる脂肪族および芳香族の炭化水素が含まれている。分子量および構造の異なる炭化水素が、土壌中を移動する速度、分解される速度はそれぞれ異なる。

2. 汚染土壌の修復

汚染土壌をはじめとして環境の修復をレメディエーション（remediation）と呼ぶ。汚染物質の特性に合わせて、異なる修復方法が採用されているが、物理的あるいは工学的な方法、化学的方法の他に、近年は、生物学的方法（Bioremediation）（毒性化学物質やその他の有害廃棄物に起因する環境の危険を生物を使って減少、除去する技術）も積極的に薦められている（宮下，2000）が、有害物質によっては、必ずしも有効な方法とはならないものもある。

1) 重金属

これまで、わが国では、汚染土壌の修復は、汚染土壌の大部分がカドミウムによるものであることから、カドミウム汚染水田土壌の修復に集中してきたといっても過言ではない。そこで、カドミウムによる汚染水田土壌の修復について集中して述べることにするが、その方法としては、土壌中のカドミウムを水稻に吸収させない方法や土壌中のカドミウムを除去する方法が採用されてきた（浅見，2001b）。

水稻によるカドミウムの吸収を抑制する方法には、アルカリ（石灰）資材、リン酸質肥料資材、ケイカル資材（長

谷川ら，1995）などを大量に施用し、カドミウムを難溶化する方法、あるいは土壌の還元状態を長く保ち、溶解度の低いカドミウム化合物（硫化カドミウムなど）を生成させる方法などがあり、それらの方法が試されてきた。アルカリ（石灰）資材やリン酸質肥料資材の施用では、カドミウムの吸収抑制は困難であるが、ケイカル資材については、一定の効果がみられている。

土壌中のカドミウムを除去する方法には、工学的な方法（汚染土壌を排除し、非汚染土壌を客土する排土客土法、汚染土壌の上に非汚染土壌を客土する上乗せ客土法がある）、化学的方法（酸やEDTAなどの薬剤を用いて土壌を洗浄する方法）および生物学的方法（たとえば、カドミウムを特異的に吸収する植物を栽培し、植物に吸収させて取り除く）などが実施されてきた。最近では、電気泳動、熱処理などによる除染方法（川地，1999）が行われているが、実際の汚染地に適用された例を聞いていない。

(1) 工学的な方法

神通川流域（森下・穴山，1974）、兵庫県市川流域（浅見ら，1983）で行われた排土客土、上乗せ客土の研究から、両者ともに水稻によるカドミウム吸収の抑制には、客土層厚30 cm以上が必要である。

(2) 化学的方法

Takijima *et al.* (1973) は、工業用濃塩酸を水田に散布し、田面水を約0.1 M塩酸として作土とよく混ぜた後、土壌粒子の沈積を待って田面水を流出させ、再度田面水を導入し、代掻き後、作付けた。塩酸を処理した土壌から収穫された玄米中のカドミウム濃度は、非汚染地の玄米のカドミウム濃度と同程度にまで低下したが、土壌中のカドミウム濃度は低下しなかった。一方、小林ら（1975）は、1.5アールに30 kgのEDTAを用いた除染試験を行ったが、玄米中のカドミウム濃度、作土中のカドミウム濃度ともに低下したが、十分な効果があったとは認められなかった。

(3) 生物学的方法（バイオレメディエーション）

重金属を特異的に吸収する植物（集積植物）が知られており、スラスピー *Thlaspi caerulescens* は、カドミウムを乾物あたり1,800 mg kg⁻¹も集積する（Brown *et al.*, 1995）。

カドミウムを特異的に集積するいくつかの植物を汚染水田に栽培し、カドミウムを植物に吸収させ、土壌中のカドミウム濃度を低下させようとする試み（ファイトレメディエーション）は、館川（1975）によって行われたが、カドミウム除去率は、最も高いセイタカアワダチソウでさえも約9%であった。一方、細菌細胞表面あるいは粘液層にカドミウムを吸着させ、除去する研究が進め

られ、*Pseudomonas aeruginosa* が最も吸着効率がよいと報告(宮下, 2001)されている。

2) 農薬

DDT, 2,4-D, ガンマ-HCH, ディルドリンなどの有機塩素系殺虫剤は、それらの強い毒性、残留性、生物濃縮のゆえに、1970年の初期までに製造・販売が禁止された。しかし、現在でも、太平洋、大西洋、南大洋で採取された表層水から有機塩素系農薬が検出されている。DDTあるいはディルドリンは、嫌気的条件下で脱ハロゲンされ、分解されやすくなる。

2,4-Dは、*Phanerochaete chrysosporium* によって水酸化され、水溶性が増加し、生分解を受けやすくなり、 α -ケトグルタル酸依存のジオキシゲナーゼによってアルキルエーテル基が除去され、3,5-ジクロロカテコールが生成する反応が報告されている(宮下, 1999)。

ガンマ-HCHの水に対する溶解度は、7,900 $\mu\text{g}/\text{kg}$ で、土壌中の脂溶性有機物に強く吸着し、下層に移動しにくい。還元状態が発達した水田土壌で、ガンマ-HCHが分解されやすいことはよく知られており、ガンマ-HCHによる汚染土壌修復の手がかりとなる。

3) ハロゲン化脂肪族化合物・PCB・ダイオキシン類

TCEやPCEによる地下水の汚染を浄化するには、地下水を汲み上げて、曝気したり、活性炭で処理し、再び地下に戻す方法や土壌蒸気抽出(Soil vapor extraction)法などが採用されている(宮下, 2000; 矢木, 1999)。現在、土壌微生物の分解活性を高め、TCEやPCEをバイオレメディエーションによって分解することが、実用化の段階にある。クロロメタン、クロロエタン、塩化ビニル(VC)などは、分解菌の炭素源、エネルギー源として利用(エネルギー生成反応)され、直接、二酸化炭素となる。TCE、シスジクロロエチレン(cisDCE)、VCなどは、メタン酸化菌のような分解菌のコメタボリズムとして分解される。実際に、TCEで汚染された地下水にメタンを導入し、メタン酸化菌の活躍でTCEを分解させている。PCEは、好気条件下では分解されず、嫌気条件下で、メタン生成菌などによって脱ハロゲン化され、分解されている。

PCBによって汚染された土壌は、化学的脱ハロゲン処理(汚染土壌を化学薬品とともに加熱、混合し、脱ハロゲン化して毒性の低い物質に変換する)によって修復されている。液体二酸化炭素、プロパン、ブタン、トリエチルアミン、アセトン、メタノール、ヘキサン、ジメチルエーテルなどの溶剤によって抽出する方法も採用されている(宮下, 1999)。

1~6塩素置換PCBは、グラム陰性菌 *Comamonas testosteroni* およびグラム陽性菌 *Rhodococcus opacus*

などのピフェニル分解菌のコメタボリズムによって分解される。したがって、PCBを分解させるためには、ピフェニルを添加する必要がある。金原(2000)は、PCBを紫外線照射によって脱塩素後、PCB分解微生物を利用して、PCBを迅速に排水基準の3 mg/L以下に低下させることに成功した。しかし、塩素置換基の多いPCBを直接分解できる微生物は見つかっていない。

ダイオキシンの分解は、木材腐朽菌(白色腐朽菌)による研究が進められているが、木材腐朽菌では、ダイオキシンを二酸化炭素、水、塩素にまで完全分解できないので、分解産物をさらに分解する細菌の研究をも合わせて研究を進める必要があろう。

4) 石油類

石油類に含まれる炭化水素は、好気性微生物により脂肪酸あるいはカルボン酸に変換され、TCAサイクルで完全に分解される(宮下, 2000)。

引用文献

- 浅見輝男(2001a): FAO/WHOによる玄米中のカドミウム濃度の最大基準値案 0.2 mg kg⁻¹ が Step 5 に、日本土壌肥科学雑誌, 72: 709.
- 浅見輝男(2001b): データで示す—日本土壌の有害金属汚染, pp.1-402, アグネ技術センター, 東京.
- 浅見輝男・本間 慎・和田利之・中島恭一・久保田正亜(1983): 生野鉱山などから排出されたカドミウムによる市川・円山川流域水田産米の汚染, 日本土壌肥科学雑誌, 54: 30-36.
- 浅見輝男・久保田正亜・折笠清人(1986): 土壌中のカドミウム等重金属の分画と水稲による吸収, 第1回土壌・地下水汚染シンポジウム報告, pp. 109-118, 国立公害研究所.
- Brown, S. L., Chaney, R. L., Angle J. S. and Baker, A. J. M. (1995): Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* grown in nutrient solution. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 125-133.
- Forbes, E. A., Posner, A. M. and Quirk, J. P. (1976): The specific adsorption of divalent Cd, Co, Cu, Pb, and Zn on goethite. *J. Soil Sci.*, 27: 154-166.
- 福井正美(1993): 微量元素による土壌汚染と環境問題, 土壌の物理性, 67: 29-38.
- 長谷川栄一・島 秀之・斎藤益郎・龍野栄子(1995): 重粘土水田における多孔質ケイカルのカドミウム吸収抑制効果, 宮城県農業センター研究報告, No. 61: 13-32.
- 波多野隆介(1993): 土壌中の物質移動プロセス理解の

- ための経験則の必要性, 土壌の物理性, **67**: 39-41.
- Homma, Y. and Hirata, H. (1978): Noticeable increase in cadmium absorption by zinc deficient rice plants. *Soil Sci., Plant Nutr.*, **24**: 295-297.
- 伊藤秀文・飯村康二 (1974): カドミウム汚濁水による土壌汚染の可能性—水質との関連—, *日本土壤肥科学雑誌*, **45**: 571-576.
- 亀井 茂・渡辺 巖 (1974): 重金属等の土壌中における動態, 熊沢喜久雄編, 重金属等による土壌～植物系汚染の機構とその除染に関する基礎的研究, pp. 10-21.
- 金澤 純 (1971): 作物の残留農薬に関する研究, *農業技術研究所報告 C*, **25**: 109-187.
- 環境庁 (1974): 昭和 48 年度全国環境 (土壌農作物等) 調査結果の概要 (水銀編) (昭和 49 年 9 月), p. 22.
- 環境省 (2001): 環境白書 (13), pp. 202-206, 東京.
- 川地 武 (1999): 重金属等有害元素による汚染土壌の修復, わが国における土壌汚染の実態とその修復をめぐる (日本学術会議シンポジウム講演資料) pp. 50-53, 日本学術会議, 東京.
- 金原和秀 (2000): 微生物を用いたポリ塩化ビフェニルの分解, *日本土壤肥料学会編*, 植物と微生物による環境修復, pp. 101-124, 博友社, 東京.
- 小林 純・森井ふじ・村本茂樹 (1975): キレート剤による汚染土壌からのカドミウムの除去, *労働の科学*, **30**: (10), 31-37.
- 宮下清貴 (1999): 有機化学物質による汚染土壌の修復について, わが国における土壌汚染の実態とその修復をめぐる (日本学術会議シンポジウム講演資料), pp. 64-73, 日本学術会議, 東京.
- 宮下清貴 (2000): 微生物機能を利用したバイオリメディエーション, *日本土壤肥料学会編*, 植物と微生物による環境修復, pp. 77-100, 博友社, 東京.
- 宮下清貴 (2001): 土壌の微生物と芳香族塩素化合物—分解のメカニズムと改良の可能性—, 第 3 回生存科学シンポジウム—21 世紀の持続型社会における化学物質管理を考える—シンポジウム資料, pp. 1-13, 東京農工大学, 東京.
- 森下豊昭・穴山 疆 (1974): 神通川流域におけるカドミウム汚染土壌の還元方法に関する試験—客土層の層厚が水稻のカドミウム吸収に及ぼす影響—, 重金属による土壌～植物系汚染の機構とその除染に関する基礎研究 (熊沢喜久雄編), pp. 51-59.
- 岡崎正規 (1987): 土壌中における重金属の挙動, *水質汚濁研究*, **10**: 407-412.
- 岡崎正規 (1993): 農薬, 松井健・岡崎正規編, *環境土壌学*, pp. 142-153, 朝倉書店, 東京.
- 高山三平 (1998): ダイオキシンの恐怖, pp. 16-20, *PHP 研究所*, 東京.
- Takijima, Y., Katsumi, F. and Koizumi, S. (1973): Cadmium contaminated of soils and rice plants caused by zinc mining, V. Removal of soil cadmium by an HCl-leaching method for the control of high cadmium rice. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **19**: 245-254.
- 武永 宏・麻生末雄 (1975): フミン酸の肥効発現に関する研究 (第 9 報), ニトロフミン酸金属キレートの安定度定数について, *日本土壤肥料学雑誌*, **46**: 349-354.
- 館川 洋 (1975): 植物を利用した土壌中のカドミウムの除去方法, *農業土木学会誌*, **43**: 674-677.
- 和田光史 (1981): 土壌粘土によるイオンの交換・吸着反応, *日本土壤肥料学会編*, 土壌の吸着現象, p. 5-57, 博友社, 東京.
- 脇本忠明 (1999): 有害有機物による土壌汚染とバイオリメディエーション 1. ダイオキシン汚染の現状と対策, *日本土壤肥料学雑誌*, **70**: 78-83.
- 矢木修身 (1999): 有害有機物による土壌汚染とバイオリメディエーション汚染とリメディエーション技術, *日本土壤肥料学雑誌*, **70**: 581-587.
- 安田火災海上保険・安田総合研究所編 (1996): 土壌汚染と企業の責任, p. 406, 有斐閣, 東京.

質 疑 応 答

宮崎 (東大):

アフガニスタンの爆撃や地雷に用いられた重金属による土壌汚染をどう考えるか?

岡崎:

アフガニスタンだけではないと思うが, 爆弾にはいろ

いろな金属が入っている。その 1 つに鉛が考えられる。鉛については, 日本ではハイオクのアンチノック剤として使われていたのが問題になったが, 現在は使われなくなり, それ以外はあまり注目されていない。ヨーロッパでは, 住宅の近くの土壌から鉛が多いのが見つかったが, これは白色塗料のなかにな酸化鉛の形で使用されているためということで問題になっている。これからコー

デックス部会で鉛の基準値も変えられる可能性もあり、十分関心を持っていかなければならない元素の1つであろう。

前村 (ダイヤコンサルタント) :

特異吸着とは？

岡崎 :

特異吸着は、一般的なイオン交換のように、イオンが交換できないという現象面から最初に捉えられてきたので、概念規定がはっきりしていなかった。私は、金属な

ら金属の元素の中心が水分子の直径よりも内側に入る元素の場合には特異吸着をしていると考えたほうが良いと考えている。特に重金属のイオンや酸素を配位しているオキソ酸のようなものは特異吸着をすると考えていい。ただ、重金属でも、特異吸着に近いものから、普通のイオン交換に近いものまでいろいろある。カドミウムの場合には、特異吸着が弱い重金属に入り、普通のイオン交換に近い。砒素は金属ではなく非金属で重金属ではありませんが、オキソ酸を形成し土壌に特異吸着します。

土壌環境基準の考え方

藤井 國博*

Environmental Quality Standards for soil Pollution

Kunihiro FUJII*

Tokyo University of Agriculture, 1-1-1 Sakuragaoka Setagaya-ku Tokyo Japan.

環境基準は、人の健康を保護し、生活環境を保全する上で、大気、水、土壌、騒音についての環境施策を実施していく際の行政上の目標を定めたものである。その考え方は、汚染許容限度や受認濃度ではなく、より積極的に「維持されることが望ましい基準」として定められており¹⁾、土壌環境基準もこうした性格をもつ。

行政上の目標としての環境基準は、人の健康等を維持するための最低限度としてではなく、それよりも進んだところを目標にし、よりよい環境の確保を図ろうという、より積極的なものである。また、汚染が現在進行していない地域については、今後の汚染を未然に防止するための目標となる¹⁾。

1. 環境基本計画における環境媒体としての土壌

環境基本計画（平成6年閣議決定）では、環境媒体としての土壌について「土壌環境は、水質浄化、食料・木材生産等の機能を持ち、物質の循環や生態系維持の要として重要な役割を果たしており、その適切な保全を推進すること」としている¹⁾。

2. 土壌環境基準

環境基本法（平成5年、法律第91号）第16条第1項（政府は、大気の汚染、水質の汚濁、土壌の汚染及び騒音に係る環境上の条件について、それぞれ、人の健康を保護し、及び生活環境を保全する上で維持されることが望ましい基準を定めるものとする。）に基づく土壌の汚染に係る環境基準（平成3年8月環境庁告示第46号。以下「土壌環境基準」という。）については、平成13年現在27項目について定められている（表1参照）¹⁾。

3. 土壌環境基準の基本的考え方²⁾

土壌環境基準は、人の健康を保護し、及び生活環境を保全する上で維持されることが望ましい基準であり、土

壌の汚染状態の有無を判断する基準として、また、汚染土壌の改善対策を講ずる際の目標となる基準として設定され、政府の施策を講ずる際の目標となるものである。現行の土壌環境基準は、既往の知見や関連する諸基準に即して、設定可能なものについて設定するとの考え方に基づき、次の2つの視点から設定されている。

3-1. 溶出基準

土壌環境機能のうち、水質浄化・地下水かん養機能を保全する観点から、水質環境基準のうち人の健康の保護に関する環境基準の対象となっている項目について、土壌（重量：g）の10倍量（容量：ml）の水でこれら項目に係る物質を溶出させ、その溶液中の濃度が、各々該当する水質環境基準の値以下であることを環境上の条件としている（以下このような観点から設定した環境上の条件を「溶出基準」という。）。
なお、カドミウム、鉛、六価クロム、砒素、総水銀、セレン、ふつ素及びほう素に係る溶出基準の値については、汚染土壌が地下水面から離れており、かつ、原状において当該地下水が汚染されていない場合には、上記の値の3倍の値（以下「3倍値基準」という。）が適用されている。

また、土壌環境機能のうち、水質浄化・地下水かん養機能については、人の健康の保護の観点から、土地利用の如何にかかわらず保全されるべき機能であると考えられるため、溶出基準は原則として農用地を含めたすべての土壌に適用されている。

3-2. 農用地基準
土壌環境機能のうち、食料を生産する機能を保全する観点から、農用地の土壌の汚染防止等に関する法律（昭和45年法律第139号）に基づく特定有害物質について、農用地土壌汚染対策地域の指定要件に準拠して環境上の条件としている（以下このような観点から設定した環境上の条件を「農用地基準」という。）。農用地基準は、農

*東京農業大学応用生物科学部 〒156-8502 世田谷区桜丘1-1-1

表-1 土壌環境基準及びその他の関係基準値等

項目名	土壌環境基準			指針溶出 量値Ⅱ ²⁾ (mg/L)	含有量 参考値 ³⁾ (mg/kg)	水質環境 基準 (mg/L)	地下水 環境基準 (mg/L)
	溶出基準 (mg/L)	備考欄 ¹⁾ (mg/L)	農用地 (mg/kg)				
カドミウム	0.01	0.03	1(コメ)	0.3	9	0.01	0.01
全シアン	N.D.			1		N.D.	N.D.
有機燐	N.D.						
鉛	0.01	0.03		0.3	600	0.01	0.01
六価クロム	0.05	0.15		1.5		0.05	0.05
砒素	0.01	0.03	15	0.3	50	0.01	0.01
総水銀	0.0005	0.0015		0.005	3	0.0005	0.0005
アルキル水銀	N.D.			N.D.		N.D.	N.D.
PCB	N.D.			0.003		N.D.	N.D.
銅			125				
ジクロロメタン	0.02					0.02	0.02
四塩化炭素	0.002					0.002	0.002
1,2-ジクロロエタン	0.004					0.004	0.004
1,1-ジクロロエチレン	0.02					0.02	0.02
シス-1,2-ジクロロエチレン	0.04					0.04	0.04
1,1,1-トリクロロエタン	1					1	1
1,1,2-トリクロロエタン	0.006					0.006	0.006
トリクロロエチレン	0.03					0.03	0.03
テトラクロロエチレン	0.01					0.01	0.01
1,3-ジクロロプロペン	0.002					0.002	0.002
チウラム	0.006					0.006	0.006
シマジン	0.003					0.003	0.003
チオベンカルブ	0.02					0.02	0.02
ベンゼン	0.01					0.01	0.01
セレン	0.01	0.03		0.3		0.01	0.01
ふっ素	0.8	2.4				0.8	0.8
ほう素	1	3				1	1

備 考

- 1) 汚染土壌が地下水面から離れており、かつ、原状において地下水濃度が環境基準を超えない場合に適用される。3倍値基準=溶出基準の3倍の値。具体的には、カドミウム、六価クロム、砒素、総水銀、セレン、ふっ素及びほう素に適用される。
- 2) 「重金属等に係る土壌汚染調査・対策指針及び有機塩素系化合物等に係る土壌汚染・地下水汚染調査・対策指針」(平成6年11月、環境庁水質保全局)に示されている値で、この値を超える重金属等を含む汚染土壌については遮断工による封じ込めを求めている。
- 3) 同調査・対策指針に示されている値で、この値を超える重金属等を含む汚染土壌については覆土・植栽工を求めている。

用地(砒素及び銅については、田に限る。)の土壌に適用されている。

3-3. 適用除外

汚染がもっぱら自然的原因によることが明らかであると認められる場所及び原材料の堆積場、廃棄物の埋立地その他の対象物質の利用又は処分を目的として現にこれ

らを集積している施設に係る土壌については適用しない。

3-4. 直近の追加項目ふっ素及びほう素について

表1の溶質基準のうち、ふっ素及びほう素は、直近の追加項目であり、平成12年に設定されている。これは、平成11年2月に水質環境基準健康項目にこの2項目に

硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素を加えた3項目が追加されたことを受けたものである。ただし、硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素については、土壤環境基準への追加が見送られている。

4. 農用地土壌に関する基準（農用地基準）

表1のように、現在、カドミウム、銅及び砒素について農用地土壌汚染対策地域の指定要件³⁾に準拠して基準が設定されている。

4-1. 農用地土壌汚染対策地域の指定要件³⁾

1) その地域内の農用地において生産される米に含まれるカドミウムの量が1 mg/kg 米以上であると認められる地域。[昭和46年、農用地の土壌の汚染防止等に関する法律施行令（政令第204号）]

2) その地域内の農用地（田に限る。）の土壌に含まれる銅の量が125 mg/kg 土壌以上であると認められる地域。[昭和47年、農用地の土壌の汚染防止等に関する法律施行令（政令第375号）]

3) その地域内の農用地（田に限る。）の土壌に含まれる砒素の量が15 mg/kg 土壌以上であると認められる地域。[昭和50年、農用地の土壌の汚染防止等に関する法律施行令（政令第103号）]

ただし、その地域の自然条件に特別の事情があり、この値によることが当該地域内の農用地における農作物の生育の障害を防止するため適当でないと認められる場合には、都道府県知事が環境庁長官（現環境大臣）の承認を受けて土壌1 kgにつき10 mg 以上20 mg 以下の範囲内で定める別の値とすることができる（砒素に関する特例）。

4) 農用地におけるカドミウム、銅及び砒素の検定方法は、以下の省令及び総理府令に示されている。

カドミウム：農用地土壌汚染対策地域の指定要件に係るカドミウムの量の検定の方法を定める省令、昭和46年、農林省令第47号（改正 昭和47年総理府令第65号）、硫酸-硝酸分解法

銅：農用地土壌汚染対策地域の指定要件に係る銅の量の検定の方法を定める総理府令第66号、0.1規定塩酸抽出法

砒素：農用地土壌汚染対策地域の指定要件に係る砒素の量の検定の方法を定める総理府令第31号、1規定塩酸抽出法

4-2. 砒素設定後の農用地基準に関する状況

農用地基準に関しては、最後に砒素が制定されて以来、26年が経過したが、農用地を対象とした環境基準の項目追加は行われていない。しかし、実際には、いくつかの重金属等の有害物質について検討されている。環境

庁は、昭和49年度以降、土壤汚染環境基準設定調査を都道府県農業試験場に委託して実施している。例えば、亜鉛については、委託試験や文献調査から生育阻害濃度のある範囲に絞り込むことはできたが、銅や砒素のように、特定の数値を得ることができなかったことや亜鉛単独の汚染地が存在せず、現地は場試験が実施できなかったことを主たる理由として設定が見送られたと記憶している（筆者は環境基準設定の検討に参加）。この他、前記土壤汚染環境基準設定調査により亜鉛以外の複数の重金属元素などが試験されたが、亜鉛と同様に環境基準設定は見送られたと聞いている。以上は、水田土壌を対象とした基準についてであるが、畑作物についても検討が企画されたが、結局、具体化しなかった。

4-3. FAO/WHO 食品規格委員会における食品中カドミウムの最大許容基準の検討

世界の消費者の健康を保護し、食品の健全な貿易慣行を確保し、国産貿易を促進するため食品の国際基準を作成することを目的として1962年に設立された食品規格委員会（Codex 委員会）は、食品（米を含む穀類、豆類、いも類、野菜、果実、肉類、家畜の内臓、甲殻類及び軟体動物）中のカドミウムの最大許容基準を検討している⁴⁾。わが国では、米のカドミウムに関する基準は、前記のように1 mg/kg 以下であるが、これよりはるかに低いレベルでの検討が行われている。成り行きが注目される。

5. ダイオキシン類の土壤環境基準

平成12年1月に施行された「ダイオキシン類対策特別措置法」に基づき大気、水質とともに土壌の基準が設定されている。すなわち、大気：0.6 pg-TEQ/m³以下、水質：1 pg-TEQ/l 以下、土壌：1,000 pg-TEQ/g 以下である⁵⁾。なお、土壌については、周辺の発生源の立地状況やダイオキシン類の状況等について必要な調査を開始する基準（調査指標）が定められており、その値は250 pg-TEQ/g 以上である⁶⁾。

6. 土壌管理基準とその考え方

6-1. 土壌管理基準⁷⁾

正式には「農用地における土壌中の重金属等の蓄積防止に係る管理基準」という。その管理指標を亜鉛含有量（表層土壌の強酸分解法-原子吸光度法）とし、管理基準値を亜鉛120 mg/kg 土壌（乾土）としている。

6-2. 設定の主旨⁸⁾

近年、農用地において肥料又は土壌改良資材としての使用が図られている再生有機質資材の中には、その成分からみて、長期間過大に連用する等の場合には、重金属

等が土壌中に蓄積されるおそれのあるものがある。このため、作物生産の場である農用地における作物の生育への影響を防止し、土壌環境を保全する観点から再生有機質資材が使用される農用地の土壌中における重金属等に係る基準を定め、その総量を制限することにより土壌の汚染を未然に防止する必要性が高まっている。こうした情勢のもとに当面の措置として、再生有機質資材の使用に関して土壌中の重金属等の蓄積防止に係る暫定的な基準が定められた。

6-3. 管理基準の設定についての考え方

① 管理指標は、土壌汚染を未然に防止するための監視が簡易にかつ明確に実施され得るようにする観点から監視上有効な物質を代表とすることとし、再生有機質資材に含まれる量と土壌中に含まれる量との比較、再生有機質資材に係る連用試験の結果等をもとに、亜鉛の含有量が定められた。

② 管理基準値は、土壌汚染を未然に防止し土壌環境を保全する趣旨にかんがみ、作物に影響が生ずるおそれのある土壌中の重金属等の含有程度により十分安全を見込んだ基準とすることが適当であるとの考え方から、通常の管理を超える人為的な重金属等の負荷が特に認められない我が国の農用地等の土壌における自然賦存量のおおむね上限を考慮して定められた。

6-4. 知られざるガイドライン＝土壌管理基準

土壌管理基準は、法律的根拠をもたない、いわゆるガイドラインである。この特徴は、農用地に加えらるる再生有機質資材に含有される物質ではなく、受け入れる側の土壌に根拠をおいていることである。設定以来、多くの再生有機質資材の土壌施用に関する調査・研究が実施されているが、この土壌管理基準を念頭に置いた調査・研究は極めて少ない。あまりの少なさに、無視されているのではなく、知られていないと言わざるを得ない。少なくとも、国公立の試験研究機関は、このガイドラインがあることを念頭において調査・研究を実施していただきたい（この基準の設定に関与した者として）。

7. 硝酸性窒素に係る地下水の環境基準達成のために

前記の水質環境基準健康項目に硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素が項目追加されたことを受けて、汚染源の一つと推定されている農用地の窒素施肥対策が農水省との調整の上で環境省より提示された（硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素に係る水質汚染対策マニュアル及び硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素に係る土壌管理指針、平成13年7月）。農用地については、とくに地下水汚染が重視されており、表土における施肥対策の効果を地下水質のモニタリングにより判定することが求められている。これを効率的に

行うには、汚染井戸と汚染源を結ぶ地下水脈（水みち）を把握することが必要であり、そのための簡易探査手法の開発が必要と考えている。すでに、広域の浅層地下水の流動を予察する手法として地形分析による方法⁹⁾が、それより小さな地域の水みち探査には地温を計測する方法¹⁰⁾が提案されているが、個々の井戸に地下水を供給している個別の地下水脈（水みち）を簡単に把握しうる方法があれば、汚染井戸から汚染源である農用地を特定でき、無関係の農用地まで対策の実施に巻き込むこともなく、効率的に対策が進められると考えている。このような手法の開発を期待している。

引用文献

- 1) 土壌環境センター (1998) : 土壌汚染の環境リスクと対策要件の考え方, 平成9年度環境庁委託業務結果報告書, 土壌・地下水汚染対策事例等調査, pp. 1-26.
- 2) 中央環境審議会土壌農薬部会 (2000) : 土壌の汚染に係る環境基準の項目追加等について, 中央環境審議会土壌農薬部会答申, pp. 1-18.
- 3) 農用地の土壌の汚染防止等に関する法律施行令, 昭和46年政令第204号.
- 4) 浅見輝男 (1999) : わが国の重金属など有害金属による汚染の実態—とくにカドミウム汚染をめぐる最近の諸問題—, 日本学術会議土壌・肥料・植物栄養学研究連絡委員会等主催シンポジウム「わが国における土壌汚染の実態とその修復をめぐる」資料, pp. 1-49.
- 5) 政府広報リーフレット (2000) : ダイオキシン類を減らす.
- 6) 松田宗明 (2000) : 土壌のダイオキシン類について, 平成12年度近畿中国・四国地域農業試験研究現地研究会資料, pp. 1-16.
- 7) 環境庁水質保全局長通知 (1984) : 農用地における土壌中の重金属等の蓄積防止に係る管理基準について, 昭和59年11月, 環水土第149号.
- 8) 環境庁水質保全局土壌農薬課長通知 (1984) : 農用地における土壌中の重金属等の蓄積防止に係る管理基準の運用について, 昭和59年11月, 環水土第150号.
- 9) 豊島正幸 (1999) : 地形分析による浅層地下水流動の予察手法, 農林水産省農業環境技術研究所編, 水環境保全のための農業環境モニタリングマニュアル, IV-5, pp. 1-6.
- 10) 奥山武彦 (1999) : 地温探査法による地下水の水みちの位置・規模の調査法, 同上マニュアル, IV-4, pp. 1-6.

質 疑 応 答

鈴木（農工大）：

カドミウムの基準値について

藤井：

コーデックスでは最初 0.1、現在は 0.2 ppm で争っている。コメに 1 ppm が決められたが、これが最初に決まったとき、科学的な知見にもとづいて決められたのかどうか、という疑問がある。現在の基準では、1 ppm を越えると全くだめだが、もう一つ 0.4 ppm という基準があって、これを越えると食用に回さないことになっている。0.4 であれば我が国は、まだ助かる。0.2 ppm ではあるブランド米の産地が全滅することが想定された。そこで、もう一度、根本に還って、カドミ汚染米対策を立てようということで、現在、農業環境技術研究所と汚染地をかかえる県が加わって、プロジェクト研究が進められていて、3年間で技術を確立することになっている。私も前の職場で、これに最初から関わってきた。現在、2年目になっている。画期的な技術が出ることを期待している。基本は、稲によるカドミウムの吸収がどのようなメ

カニズムで起きているのかが分かるかどうかであり、それが分かれば、対策も可能となるであろう。従来は土壤化学的な面だけから扱ってきたが、物理的な条件も関わっているのではないと思われる。

前村（ダイヤコンサルタント）：

合併浄化槽とはどんなものか、その普及状況は？

藤井：

友人の国立環境研の稲森氏が浄化槽の専門家で、彼から概略次のように聞いている。浄化槽は有機物を分解する。窒素はアンモニアにまで分解する。単独浄化槽ではさらにアンモニアを酸化して硝酸にする。単独浄化槽は過去に助成金が出でずいぶん入った。全戸に入れた村もある。硝酸を排出するということで問題になり、最近では法律で合併浄化槽にすることが義務づけられている。新しく入れる場合には、合併浄化槽にしなければならない。その場合、60%程度の公的な補助がある。この他、単独浄化槽は主としてお風呂や台所の水などの雑排水を対象としているのに対し、合併浄化槽は、雑排水に尿尿を加えて浄化するという違いがある。

浄化の実際

—浄化技術の開発と浄化事業への適用—

藤原 靖*

Practical Remediation Technology

— Development and Application Status of Remediation Technology —

Yasushi FUJIWARA*

Technology Center, Taisei Corporation 344-1, Nase-cho, Totsuka-ku, Yokohama 245-0051

1. はじめに

浄化技術は、広義には汚染の発見とその状態の把握、適切な浄化手法の検討と浄化過程の予測、浄化作業の実施とモニタリングという一連の浄化事業全体にかかわる技術の全てが含まれる。この一連の流れでの浄化技術は、1) 汚染調査技術、2) 汚染評価技術、3) 汚染対策技術に分けることができる。以下にこれらの各技術について概説する。

2. 汚染調査技術

2.1 汚染調査の基本方針

汚染調査・浄化対策の基本方針は、調査対象・目的によって異なる。平成11年1月に環境省が策定した“土壌・地下水汚染に係わる調査・対策指針”においても、以下に示す3つのケースについて、それぞれ調査の基本方針が設定されている。

- a) 地下水汚染の発見を契機とする場合
(地下水汚染契機型)
 - ・行政が保有するモニタリング井戸や水源井戸が中心
- b) 土壌・地下水汚染の発見を契機とする場合
(汚染発見型)
 - ・汚染原因がある程度判明
 - ・使用場所や廃棄場所等の追跡、汚染機構の仮説、汚染源の三次元分布把握
- c) 現況把握を契機とする場合
(現況把握型)
 - ・汚染が無いことの証明
 - ・使用履歴等での汚染可能性の仮説、概況調査

2.2 調査技術

汚染調査は、地下水、土質、地質調査などの地盤調査と汚染物質の濃度調査を組合わせて実施する。地下水調査は、汚染物質の分布や浄化対策の立案にあたって非常に重要である。特に地下水の流向や流速が問題となる場合が多く、高度な調査・評価技術と経験・判断を必要とする。したがって、調査費用も多額になる場合が多いため、調査結果を逐次判断しながら、経験を踏まえて効率的な調査がなされている。調査技術には以下のようなものがある。

- a) 表層ガス調査 (揮発性有機化合物, 検知管, ポータブルガスクロなど)
- b) 表層土壌調査 (概況調査, 5地点混合法, 現地簡易分析および室内分析など)
- c) ボーリング調査 (土層構成, 汚染深度, 汚染物質に応じた機器・方式など)

3. 汚染評価技術

汚染評価技術は、調査結果を踏まえ特定のサイトでの1) 汚染機構の把握、2) 汚染物質の存在量の把握、3) 汚染の進行および対策後の浄化効果の予測、4) リスク評価に関係する技術である。

土壌中・地下水中に汚染物質がどのような形態で存在しているのかを把握することが重要である。酸化還元電位、pH、共存物質、粘土鉱物の種類、有機物等により、汚染物質、特に重金属は様々な化学形態や存在形態をとるため、間隙水や地下水への溶出量が異なる。揮発性有機化合物においても、分解程度や中間生成物などを評価する上で重要な情報となる。わが国の環境基準はすべて溶出試験の結果によって定められており、総体としては存在形態を反映した評価と考えられる。

*大成建設株式会社技術センター 〒245-0051 横浜市戸塚区名瀬町 344-1
キーワード: 浄化技術, 土壌汚染, 地下水汚染, 重金属, 揮発性有機化合物

上述のような土壌の物理・化学的な情報のみならず、土壌生物学的な情報ならびに地下水の水文学的な情報を得ることで、現在の濃度分布を通して汚染機構を把握する。さらに、将来どのように汚染範囲が変化していくのか、あるいは各種の対策を適用した場合に、どのように浄化が進展していくのかの予測が、汚染対策技術の選定と適用方法を検討する際に非常に重要で、浄化事業の成功の鍵を握っている。

リスク評価は、人への危険度と被害の程度から算定する。わが国では、最近、ダイオキシン類対策特別措置法での汚染土壌摂取を経路とした土壌環境基準が設定された経緯を踏まえ、土壌の含有量リスクの評価が検討され、要措置レベルが算定されている。すべての汚染サイトを環境基準以下に浄化することは不可能であり、浄化の優先順位を決定するためにもリスク評価のような考え方も必要である。

4. 汚染対策技術

我が国においても最近相次いで土壌・地下水関連の法律・基準が整備されつつあり“土壌・地下水汚染に係わる調査・対策指針”が策定された。それに呼応し、企業のISO14000等の国際環境基準への適合などの関係から、汚染サイトでの浄化対策の実施が増加してきている。以下に重金属と揮発性有機化合物に分けて、汚染対策技術について概説する。

4.1 重金属類の汚染対策技術

重金属は、環境中での移動性が比較的低いために、固化・不溶化後に遮水施設に封じ込める方法が一般的に行われて来た。しかし、汚染物質が存在し続けるために、半永久的なモニタリングが必要なこと、土地の有効利用が制限されること、不動産価値が低いことなどから、今

後は汚染物質を除去・高度安定化する対策技術が望まれている。

一方、我が国では汚染土壌を汚泥として、廃棄物処理場に搬入処分することに比較的大きな問題が無いために、汚染土を掘削・搬出して良質土と土壌置換を行う場合が多い。特に重金属汚染の場合、汚染物質の除去による浄化が行われることは非常に少ない。今後、処分場の立地や処分費用の関係から、徐々に除去浄化の事例が増えていくと考えられる。浄化土壌の再利用、社会経済的に合理的な評価がなされれば、汚染土壌の対策事業が進展していくものと考えられる。

重金属類の土壌・地下水汚染対策技術の種類を、図1に示した。対策技術には封じ込め対策と浄化対策（汚染物質除去や高度安定化技術）がある。ここでは、掘削・土壌置換による汚染土壌の除去は除外している。対策技術の選択は、技術的要因、経済的要因、土地利用等の社会的要因で行われ、汚染の程度、汚染物質の種類等に応じて総合的な視点で各種対策技術を組合わせて実施されることが多い。

4.2 重金属類の封じ込め対策技術

(1) 封じ込め前処理・固化

固化処理は、汚染土壌にセメント等の固化剤を混合して固形化し、物理化学的に汚染物質を安定化するものである。移動性の大きな汚染物質を扱う場合には、不溶化技術などと組み合わせることが必要であるが、重金属等の汚染物質一般に用いることが可能である。固化剤にはセメント系、アスファルト系、ポゾラン系、珪酸塩系、熱可塑性ポリマー系などがあるが、セメント系固化剤が良く使用されている。処理が簡単で安価であるが、長期的な安定性には懸念が残る、遮水工等で管理する必要がある。

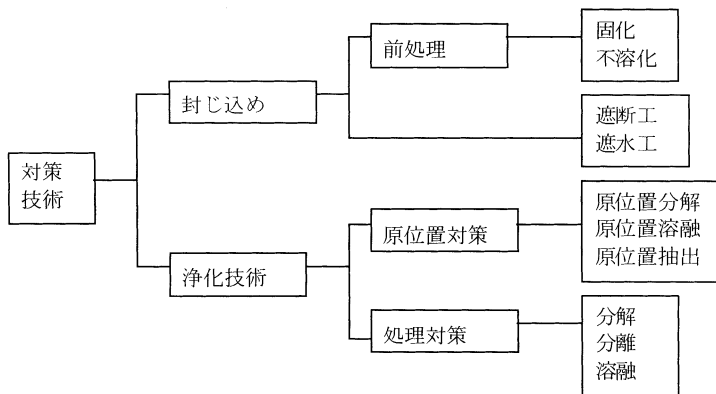


図-1 重金属類の浄化対策技術

(2) 封じ込め前処理・化学的不溶化

不溶化処理は、主に汚染土壌に各種の薬剤を混合して、重金属を難溶性の形態に変えて安定化するものである。不溶化剤は、重金属の種類に応じて選択する。硫化ナトリウム、硫酸第一鉄、次亜塩素酸ソーダ等が不溶化剤の代表的なものである。固化と同様に良く用いられているが、長期的な安定性、遮水工等での管理の必要性も固化と同様の課題がある。

(3) 封じ込め

封じ込めは、汚染土壌を環境から隔離する技術である。高濃度の汚染に対しては、固化・不溶化処理を前処理として実施する。一般的には広範囲・低濃度の汚染に対して経済的理由から採用されることが多いが、浄化を行った結果、再利用の基準までに至らなかった処理後土壌について、封じ込めが行われる場合も多い。封じ込め構造には、汚染土壌の溶出程度に応じ、コンクリート製の容器の中に封じ込め管理する遮断型と周辺を矢板や地中連続壁あるいはスラリーウォール等で不透水層を構築して遮水する遮水型がある。

4.3 重金属類の浄化対策技術

浄化対策には、原位置対策と処理対策がある。原位置対策は汚染地盤中で汚染地下水あるいは汚染土壌の浄化を行うもので地盤の掘削行為が限定されるものである。処理対策は掘削した土壌を地上の浄化設備を用いて浄化するもので、掘削土を対象とし、オンサイト浄化とも呼ばれる。

4.3.1 原位置対策技術

重金属類の場合には、後述する揮発性有機化合物と異なり、シアン、硝酸性窒素、農薬など以外は分解できない。そのため、実際に適用されている原位置対策法は非常に少なく、実際には汚染地下水の揚水・水処理が一般的である。

最近実用化されているもので、原位置対策で汚染地下水の重金属を安定化、あるいは硝酸性窒素を分解・脱窒する透過性浄化壁工法がある。

透過性浄化壁工法は、透水性の浄化壁を汚染地盤の下流側へ設け、浄化壁を通過した汚染地下水を浄化し、下流側の浄化を図る方法である。浄化方法には、活性炭等での汚染物質吸着法、酸化・還元反応での重金属安定化法、生物分解反応での分解法がある。六価クロムなどの重金属では、酸化・還元反応による安定化で、硝酸性窒素では、生物分解反応による脱窒で汚染地下水を浄化するものである。

(1) 原位置分解

生物分解および化学的分解法により、原位置で汚染物質を除去する技術であり、シアンやPCB等が対象とな

る。わが国で実施された例は無く、研究段階である。

(2) 原位置溶融（原位置ガラス固化）

汚染地盤に電極を差し込み通電し、交流電流により発生するジュール熱により、汚染地盤を1,200~1,300℃に熱し溶融し、汚染地盤全体をガラス状の固形物に固める方法である。強力な処理で重金属類に分類される全物質に対応できる。処理費用が高いことが大きな問題であるが、ダイオキシン汚染土壌で実施され始めている。

(3) 原位置抽出

汚染地下水の揚水・水処理が一般的である。間接的に汚染土壌を洗浄する効果もあるが、重金属は土壌吸着の割合が高いため揚水・水処理による汚染濃度の減少は小さくかつ長期間を必要とする場合が多い。汚染物質は、水処理技術として確立されている酸化・還元・中和・凝集沈殿・濾過・吸着除去等の方法の組み合わせで処理される。

4.3.2 処理対策技術

処理対策（オンサイト処理）としては以下の対策があげられる。このうち、実際に適用されている対策法は加熱（焼却）と洗浄によるものが多い。

(1) 分解処理

熱分解と化学分解が一般的で、PCB、農薬等の有機化合物に用いられる。今後、生物分解も期待されている。熱分解（焼却）法は、800~1,000℃で行われる場合が多く、触媒、酸化・還元剤も併用される。非意図的生成化学物質の生成があることもあり、適切な排ガス処理設備を備えた固定プラントで実施されることが多い。

化学分解は、土壌・地下水に薬剤を添加し、化学的に分解を行う方法である。農薬類を含む土壌・地下水に対しては、次亜塩素酸・過酸化水素水と鉄を使用するフェントン法等による酸化処理、光化学的処理、触媒分解などがある。

(2) 分離処理

熱脱着法と土壌洗浄法がある。熱脱着法は汚染土壌を加熱することにより、比較的沸点が低い物質を土壌から脱着・分離する技術である。水銀等の低沸点金属を対象とする熱脱着法では400~600℃、PCBや有機成分も分離することに使用される水蒸気注入法では300~700℃、高沸点の重金属の強制的な揮発を促す塩化揮発法では800~1,000℃で行うことが多い。熱分解と同様に、副生成物の生成やオフガスの処理に留意する必要があるが、規模にもよるが固定プラントで実施することがほとんどである。非常に強力な処理であるが、処理費用は一般的に高い。

土壌洗浄法は、汚染対策技術としては、比較的歴史が長く実績も多い技術である。土壌を機械的に洗浄して有

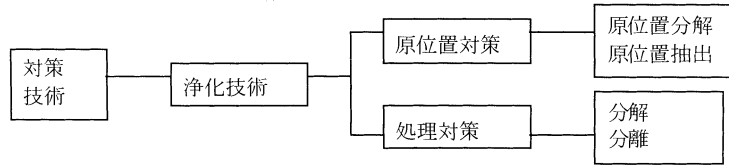


図-2 揮発性有機化合物の浄化対策技術

害物質を除去する方法で、土壌を粒径に応じ分級して、汚染物質が吸着・濃集している画分を分離すること、汚染物質を洗浄液中に溶解させることが基本技術である。

土壌洗浄法は、いくつかの工程の組み合わせにより成り立っており、水または溶媒による洗浄工程、篩い分離・比重分離等による分級工程がある。適用性は汚染物質や土質によって異なるため事前の試験によって決定されるが、基本的には砂礫混じりや砂質の粗粒な土壌が対象である。処理費用が比較的安価で期待されている技術である。

(3) 溶融処理

原位置溶融と同様である。

4.4 揮発性有機化合物の汚染対策技術

揮発性有機化合物による土壌・地下水の汚染対策は、物質の移動性が高く、かつ分離・分解しやすい特性から、汚染物質を除去する浄化技術が主体である。重金属等との複合汚染の場合には、浄化技術の併用がある。

揮発性有機化合物汚染の浄化対策は、重金属類の汚染とは異なり、汚染が顕在化してきたのが最近であり、現在においても新しい浄化技術が開発され実施されている段階である。揮発性有機化合物の土壌・地下水汚染対策技術の種類を図2に示した。

浄化技術のうち、地盤の掘削を行わない原位置対策と掘削した土壌や揚水した地下水の処理対策（オンサイト浄化）について以下に紹介する。これらの対策法は実際に適用されているものであり、事例が増加している。

4.4.1 原位置対策技術

(1) 原位置分解

原位置分解技術には、生物分解（バイオレメディエーション）を利用した方法と化学的分解を利用した方法がある。生物分解は、微生物が持つ化学物質の分解能力を利用して、環境中に放出された有害化学物質を分解・無害化する技術である。ガソリンで汚染された帯水層を浄化するためにアンモニア、リン酸および過酸化水素を地中に注入した例から始まり、近年揮発性有機塩素化合物でも、メタン資化性細菌と栄養源を注入した方法が実証されている。本方法は温度、地質、濃度等の影響を十分

に考慮する必要がある。

化学分解を利用した方法には、汚染地下水中の揮発性有機塩素化合物を鉄粉（零価）で脱塩素する方法があり、国内外で実施例が増加している。適用方法は、汚染地下水を対象とした鉄粉（零価）と珪砂の混合層に地下水を通過させる前述の透過性浄化壁法や高濃度汚染土壌を直接浄化する場合や地下水流速が遅い場合に、鉄粉を直接土壌に混合する方法などがある。

(2) 原位置抽出・土壌ガス吸引法

土壌ガス吸引法は汚染物質の揮発性を利用したものであり、不飽和帯に存在する汚染物質を強制的に吸引除去し浄化するもので、良く用いられている方法である。基本的には土壌中に吸引井戸を設置し、真空ポンプ・ブローワーにより、その吸引井戸を減圧し気化した汚染物質を地上に導き、活性炭で吸着除去する真空抽出法である。さらに空気を注入し、揮発を促進させ吸引するベンティング法がある。

汚染が帯水層まで及んでいる場合には、吸引井戸内部に水中ポンプを設置しガス吸引と揚水も行う二重吸引法やウェルポイント法を利用したガスと地下水の両方を吸引する方法がある。また、飽和帯に空気を注入し地下水からの揮発を促進させ吸引するスパージング法がある。

これらの方法は、砂質や砂礫混じりの比較的透気係数が高い地盤に適用できるが、地層の状況、深度、地表面の状況に応じて、吸引範囲・吸引圧等を適切に設計する必要がある。粘土質などの細粒分に富む地盤では、実用的ではない。そのため、深層混合処理法で生石灰を混合攪拌することで、地盤の温度を上昇させ揮発を促進し、土層攪拌で透気性を高めて汚染物質を抽出する工法が実用化されている。

(3) 原位置抽出・地下水揚水法

汚染地下水を揚水し汚染物質を除去、回収することにより地下水および土壌の処理を行なうものである。揚水した地下水は、暴気処理等の方法で処理する。揚水井は、土壌ガスおよび地下水汚染の最高濃度付近に設置する。揚水した汚染地下水の処理方法としては、暴気処理、活性炭吸着処理および化学分解が行われる。

4.4.2 処理対策技術

(1) 分解

熱分解、化学分解、紫外線分解等の技術があり、重金属等の汚染の項で前述した技術が使用できる。しかし、揮発性有機化合物の場合は、ガスとしての分離が容易なことから、現場において土壌の熱分解・化学的分解が用いられることはほとんど無く、固定プラントへ搬入することが一般的である。

生物分解技術は、ベンゼン等の炭化水素系の汚染には良く用いられている。特にベンゼン等の軽質油では分解が容易なことから、ランドファームのような簡便な手法が有効で、各地で実施されている。

(2) 分離

掘削した汚染土壌に対して風力乾燥、加熱処理等の処理を施し、汚染物質の除去・回収等を行なうものである。風力乾燥は掘削した汚染土壌の自然乾燥や盛土内に

配管を設置し強制的に注気・吸引することにより乾燥させるものである。加熱乾燥は、加熱装置に汚染土壌を供給し、汚染物質を揮散させる方法である。また、生石灰を混入し、反応熱を利用して揮散させる方法も有効である。揮散させたガスは、活性炭吸着や化学分解法により処理する。

5. おわりに

我が国における浄化技術の一般的な状況を紹介した。法制度および環境に対する世論の高まりから、浄化事業が増加している。しかし、汚染地盤の浄化事業自体には投資効果が少なく、土壌・地下水の環境保全のための浄化事業の発展を取り巻く環境は追い風ばかりではない。今後の浄化事業の発展には、信頼性が高くコストの低い浄化技術の確立が望まれている。

質疑応答

諸泉（岡山大）：

(1) 浄化の工期の長さはどうか？ (2) 吸引井戸などに関して、現場でシミュレーションは行われているか、その有効性は？

藤原：

(1) 工事の内容にもよるが、都市開発などの場合は数ヶ月のなかできれいにしてしまう場合もある。ISO関連で企業が自分の土地について行う場合は、自分たちの環境計画を立て、工期を1, 2, 3と分ける場合や、そのなかでプライオリティーをつけて、まずモニタリングからと言う場合もある。全般的に、工期は早いと言えるかもしれない。(2) シミュレーションの実用性については、2次元でどう変わっていくかなどは、実務レベルでツールとして普及している。ただ、2相流などについては、研究面での課題が残されている。

前村（ダイヤコンサルタント）：

重金属汚染地下水に用いた場合の浄化壁の耐用年数は？

藤原：

透過性浄化壁は、粗粒な物質に零価の鉄粉を10～20%程度混合して構築する。もともとこの技術は、揮発

性有機塩素化合物の分解に用いられていたもので、それに含まれている鉄粉の腐食反応によって、分解が行われる。揮発性有機塩素化合物の場合、流入濃度に対して流出濃度がある割合で減衰する。この割合は有機塩素化合物の透過壁のなかでの滞留時間で異なるので、滞留時間を層厚などで調整する。浄化目標を、流入濃度に対する流出濃度の割合を0.01とかで設定する。有機塩素化合物の場合には、耐久性はほぼ地下水中の溶存酸素による鉄粉の消費量に近いものになるので、(理論上は例えば200年といったように)長い。ところがこれを重金属の浄化にこれを用いると耐用年数の考え方が違ってくる。最初は、流入濃度に対して流出濃度はゼロになる。すなわち、流出濃度が検出限界以下になる。しかし、ある時間を経ると徐々に重金属の流出濃度が増加する。それが地下水の環境基準を越える濃度になった点をブレイクスルー(破過点)と考えている。この場合、それまでに流入した負荷量に対して、零価の鉄粉がどれだけ消費されたかで、浄化壁の安定化量を求めて耐久性を算定する。簡単に言うと、吸着モデルで計算する。この耐用年数は、重金属の種類、浄化剤によっても異なる。実用的には、実流速5cm/日、5ppm程度とする場合、20年を耐用の目安にしている。この期間は、3年以上の長期のカラム試験や原位置における実証試験から推定している。

土壌・地下水汚染浄化事例と今後の課題

川 端 淳 一*

Technical and social Issues in On-site Remediation of Contaminated Ground

Junichi KAWABATA*

Kajima Technical Research Institute 182-0036 Tobitakyu Choufu Tokyo Japan

1. はじめに

日本では1990年代初頭より土壌・地下水汚染に対する関心が高まり始め、その後土壌環境基準等の法規制の整備、民間主導による浄化技術の開発が並行して進められてきた。しかしながら現在の土壌汚染処理の実態を見ると、優れた技術が適正に評価され、次々と問題が解決される素晴らしい状況にある、とは必ずしもいえない。例えば、技術的検討が十分にされたにもかかわらず、処理目標が定められずに、コストのみを考慮した処理方法の選択がなされ、結局はいい加減な処理が行われてしまうケース、高濃度汚染が広範囲に拡がっているにもかかわらず、恒久対策にかかる費用の膨大さの前で意思決定が先延ばしされ、結局は対策が施されないケース等々がみられる。

こうした問題は、例えば汚染原因者に法的拘束を強めるといった単純な措置のみで解決される問題ではない。土壌・地下水の汚染を20世紀の負の遺産として捉え、今後の社会発展に向けたしゅみの一部として取り入れ対処していかなければならない。具体的には、問題解決のための社会的システムの構築、汚染物質挙動とそのリスク評価に関する学際的研究、浄化技術の開発、等がバランスよくかみ合って初めて適正な解決の方向へ向かうものと考えられる。

本報文は以上の認識を踏まえ、筆者が携わった土壌・地下水汚染の浄化事例のうち、まだ環境基準が設定されていない油汚染の事例と環境基準はあるものの原位置処理に時間のかかるVOCによる汚染についてもその事例の一旦を紹介し、土壌・地下水汚染問題の現状とその課題について述べたものである。

2. 油汚染浄化の事例

2.1 背景と処理基準

油による土壌汚染は、天災、事故、戦争などの不可抗力的な事象によって、大規模かつ高濃度に拡がっている場合が多く、その認識も高まりつつあり、処理方法・浄化方法についても様々な技術提案がなされるようになってきた。

現在日本では、この油汚染に対する明確な処理基準はなく、油によく含まれている成分のうち土壌環境基準中で有害物質として扱われているのは“ベンゼン”のみである。一方で油を含む廃棄物、汚泥あるいは残土の処分に対しては厳しい法規制があり、特に公共用水域（表流水）への油分の混入のおそれのある場合に対しては、非常に厳しい規制が存在する（表-1参照）。また諸外国においては油成分の内、10数種のPAHs（多環芳香族類）それぞれについて基準値が決められていたり（米国、オランダ等）、それに加えて鉱油の総含有量として0.5wt%以上を発動基準とする等（オランダ）の基準が見られる（(社)土壌環境センター（1999））。

実際の汚染処理サイトにおいては、写真2, 3に示すようなパーセントオーダの汚染（元砂は写真-1）が存在することも珍しくなく、これらの汚染を抱えた現場では、処理目標の設定及びそれに伴う処理方法の選定に苦慮している現状がある。

2.2 汚染の概要

ここで紹介するのは、事業所敷地内で、不可抗力による原油の高濃度汚染が発生した事例であり、汚染濃度2~4wt%（ノルマルヘキサン抽出物質）、土質は概ね細砂である。当該事業所では、事業リスク低減の観点から、当初汚染土数千m³を全量場外搬出することを計画していたが、コストが高いこともあり事業の進行が難しくなっていた。そこでいくつかの処理方法の案の中から、浄化効果、工期、コスト、環境負荷等が考慮された結果、「気泡連行法」（川端ら（2000））と呼ばれる洗浄技術が採用された。

* 鹿島建設株式会社 技術研究所 〒182-0036 調布市飛田給 2-19-1

表-1 油に関する各種国内規制例¹⁾

法規名	規制レベル
廃棄物の処理及び清掃に関する法律 (海洋投棄の基準)	鉱物油 溶出量 15 mg/L 以下
海洋汚染防止法	油は排出してはならない
水質汚濁防止法 排水基準	鉱物油 5 mg/L 以下
公共残土処分場での規制 (財)東京都埠頭公社	15 mg/L 以下及び油膜を生じないこと

また一部に対しては微生物処理 (バイオレメディエーション) も適用された。

2.3 洗浄処理技術「気泡連行法」について

気泡連行法とは、アルカリ溶液中で油の表面張力が減じる物理化学的性質、過酸化水素の自己分解等により発生する超微細気泡が油分を土から剥離し水面に連行する性質、を利用した油汚染土洗浄浄化技術である (図-1 参照)。洗浄水のリサイクル利用が可能のため、洗浄処理の短所であった水処理の負担が大幅に軽減され、油、土それぞれのリサイクル利用が可能となった。

2.4 処理方法とその経過

本事例では、処理された土を土木資材として再利用することになっていたため、再利用時に問題の起きないことが浄化処理目標設定上の重要な条件となった。その結果、事前の処理実験の結果に基づき浄化土の引き取り先が確認した後、処理目標値として濃度 0.05 wt% 程度以下で、かつ異臭がしないことという条件が設定された。その結果、図-2 に示すような処理方法を提案し、それに基づいて処理が行われた。

この処理で使われた連続処理プラントの概念図を図-3 に、また油の回収状況を写真-4 に示す。汚染土の処理は概ね図-2 の処理方法通りに順調に行われた。全体の中の 1 割程度の低濃度土壌が微生物処理に廻されたが、既に濃度レベルで 0.1 wt% 程度という低いレベルになっていたため、微生物処理を行ったことによる工期延長はなかった。また回収した原油も精製原料として再利用され、洗浄水についても、ほぼ全量が再利用される形で利用されるなど、本工法の特徴がほぼ発揮される形で工事を終了することができた。

2.5 課題

本事例の処理においては、浄化土が再利用されることになっていたため、見た目が良いことと異臭がしないという条件で浄化土の引き取り先主導で浄化目標が決められた。

結果的には目標濃度以下で、異臭が発生することはな



写真-1 珪砂 拡大写真 15倍 (以下同様)

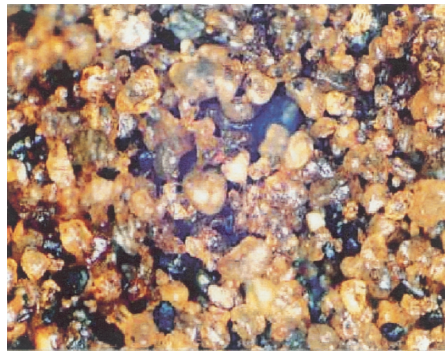


写真-2 C重油による人工汚染珪砂 濃度1wt%

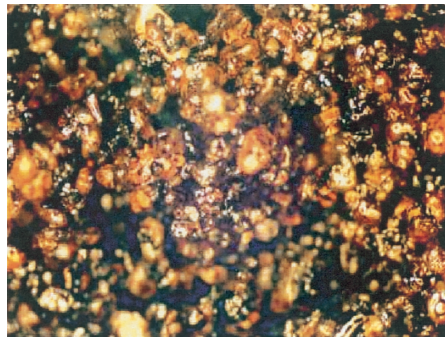


写真-3 C重油による人工汚染珪砂 濃度5wt%

かったが、濃度と臭いの関係も油の種類、土質、温度によって大きく異なるはずであり、かなりの低濃度レベルまで浄化できたとしても、油の種類によって異臭の有無の条件も違うのではないかと考えられた。“臭い”のような主観の伴う項目の判断については、判断は民・民の問題ではあるが、その評価手法についてはガイドラインが必

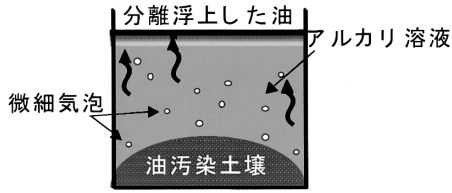


図-1 気泡連行法の原理



写真-4 浮上した油の回収状況

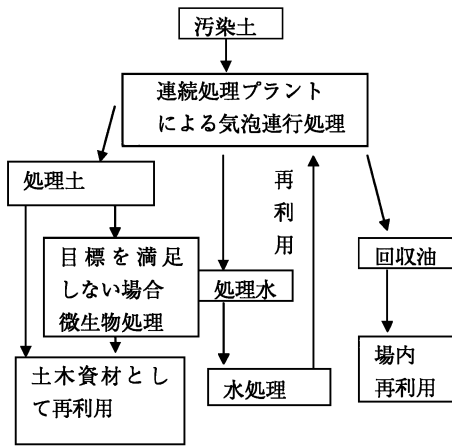


図-2 処理システム

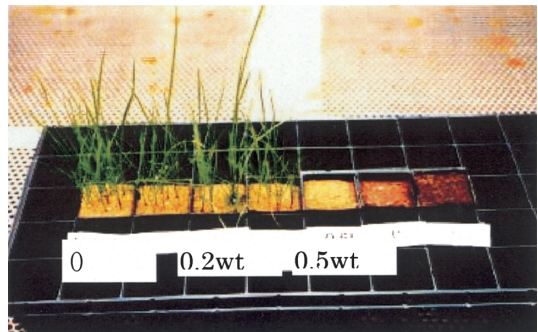


写真-5 人工油汚染土での芝の成育実験例 (C重油汚染土使用, 約1か経過後の発芽状況)

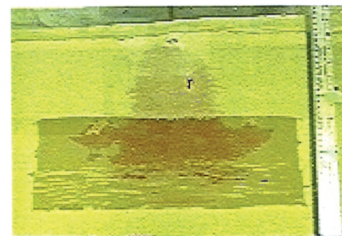
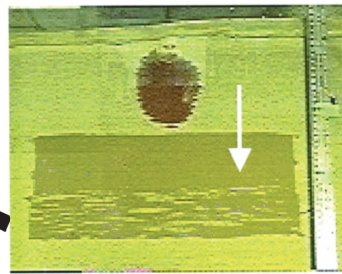
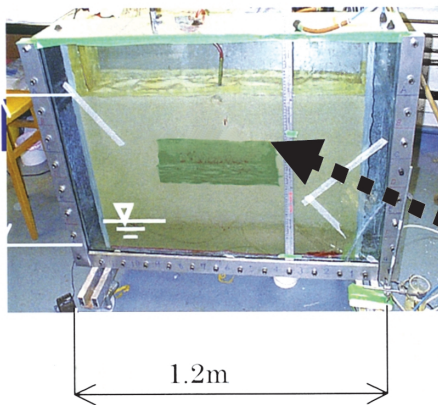


写真-6 LNAPLの浸透実験例 (細砂層へのトラップ状況)

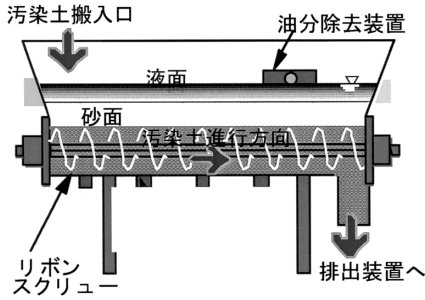


図-3 連続処理プラント

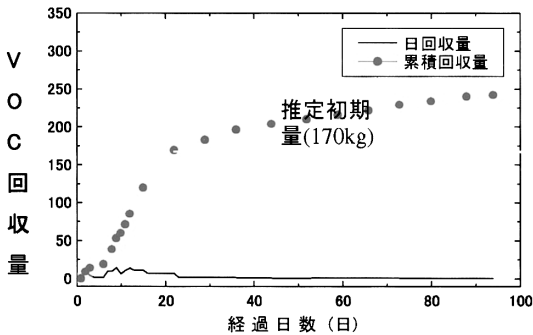


図-4 ガス吸引処理における VOC 回収量

要であると考えられる。

また、処理目標としては今回の場合 0.05 wt% が設定されたが、これもサイトによってバラバラな基準ではなく、ある程度明確な定量目標値、または目標値設定方法が標準化されていれば、より円滑な業務の遂行が可能となるものと思われる。含有量の基準値についてはオランダ、ドイツなどで設定されており、発動基準値として鉱油 5,000 mg/kg、目標値として 50 mg/kg 等が決められている。

写真-5 は、油の濃度を変えた人口汚染土で芝の生育実験を行った事例である。この事例ではオランダの発動基準である 0.5 wt% 以下で芝の生育が可能であった。今後健康リスクに基づく環境基準値の設定と共に、化学物質が生態系に与える影響、評価についても研究が行われ、こうした場合の判断に使われるものと考えられる。

3. VOC 汚染浄化の事例

3.1 サイトの概要

工場跡地において環境基準でその基準値が示されているベンゼン、トリクロロエチレンなどによる汚染があったため、これを原位置処理した事例である。汚染サイト

の状況と処理方法、目標を下記にまとめる。

- ・サンプル土溶出値：VOC 最高 0.2 mg/L、
- ・処理目標：環境基準値
- ・処理方法：ガス吸引法、掘削除去
- ・目標工期：6 ヶ月

このサイトでは学識経験者を中心とする委員会が組織されたため、浄化効果の報告が定期的に行われ、そのモニタリング手法についても厳しい管理がなされた。図-4 はガス吸引により回収された VOC の総量を時系列的に観測した結果である。回収開始後 20 日間ほどで、日回収量はほぼ一定値となり、処理効率が落ち始めている事がわかる。目標工期の 6 ヶ月後には、砂層については、ほぼ環境基準以下の浄化ができたが砂層の上のローム・シルト層を中心に浄化効果の十分でない場所が残った。本サイトにおいては工期が限られており、浄化の十分でない箇所については結果的に施主サイドの負担により掘削除去作業が行われた。

3.2 課題

この事例は、工場跡地でありかつ公的委員会が組織されたため、モニタリング位置とその結果が公開される形で浄化処理が行われた。しかしこれが仮に操業中の工場であれば最終的な掘削除去は物理的に不可能であったし、またモニタリング手法についてもその方法が標準化されているわけではないため、情報公開がなければ客観的判断を行うことは困難であった可能性がある。

原位置処理工法については、どんな浄化技術を用いたとしても、それをモニタリングする手法や長期的な効果を管理したり調査したりする客観的なマネジメント方法が確立されない限り、十分な技術評価自体がなされない可能性がある。こうした事例から、今後モニタリング手法、それに基づく環境リスクの評価、並びに基づく判断基準の構築などが科学的知見に基づいてなされる必要がある。

写真-6 は揮発性の LNAPL の不飽和層中の浸透実験とその数値シミュレーションを実施した事例である。この実験では LNAPL が不飽和層中の特に粒径の細かい砂層内に多くトラップされる状況が示されている。さらに同一土層に対してガス吸引等の浄化効果を確認する実験が行われた (Waduge, et al, 2002)。例えばこうした研究を原位置での処理効果の評価に適用し、浄化効果を判定するための調査手法や判断基準等を構築に活用することが、今後この分野に必要な大きな技術的課題であるものとする。さらにその際のモニタリング手法についても、原位置処理技術のマネジメントを考える上で重要である。

4. おわりに

最後に本報文中で紹介した二つ事例に基づき、土壌・地下水汚染分野の課題として以下の3点を指摘しておきたい。

- ① 処理目標値あるいはその目標値設定方法の明確化
- ② 早期の浄化が技術的に困難なサイトにおけるサイトマネジメントのあり方
- ③ 低コストで処理できる技術的解決策

標記の課題のうち①は最終的には行政が基準を示すべき事柄であり、②は環境リスク評価も絡めて、今後ますます学際的な研究の必要な事項である。③は主として民間での一層の努力が求められる分野であろう。このうち特に①、②については土壌学からの貢献が特に期待されるものとする。

今後こうした努力が続けられることによって、よりよ

い地盤環境の創造に向けた取り組みが前進するものと考えられる。

参考文献

- Waduge, W.A.P., Soga, K. and Kawabata, J. (2002): "Non-local equilibrium NAPL-air vapour transfer in airsparging," Proceedings of 4th International Congress on Environmental Geotechnics
- 川端・今立・佐藤他 (2000): 油汚染土処理の課題と気泡連行法による現場処理事例, 土壌環境センター技術ニュース, Vol. 1
- 川端・曾我 (2001): 均質地盤中のLNAPLの挙動について (一Ng場における浸透実験一), 第36回地盤工学研究発表会講演集
- (社)土壌環境センター (1999): 平成10年度「油の暫定処理目標と対策技術調査研究部会報告書」

質疑応答

尾崎 (国際航業):

VOCに関連して、どこで浄化作業を終了とするのか? 減衰カーブが寝てきたら、土壌もきれいになったと判断できるのか?

川端:

非常に難しい話なので、それを今後の課題としたかった。減衰の結果はたとえば一種の実験と見ることでもできる。すなわち、どこで寝てくるかをみて、汚染サイトを理解するための実験。どれくらい引いたら、寝てくるのがいつ出てくるかが明らかになって、初めてこれくらいの汚染があると理解できる。これで、ほぼいいのか、まだまだあるのかを判断する。寝てきたときの絶対濃度に

もよる。減衰カーブの状況と絶対濃度の2つをつき合わせて、このまま続けるか、別の手を打つべきかの判断は、なかなか難しい。

諸泉 (岡山大):

今の質問に関連するが、まだまだあるかも知れないのに、減衰カーブが寝てくるというメカニズムは?

川端:

距離の問題もあるが、1つは、土層構成による。土層が違えば透水性が違ふ。透水性によりそのなかにプールの汚染の量も違ふ。透水性が高い所は、はやく無くなる。そこが1つのピークかもしれない。そこに(隣接して)もう1つ透水性の低いところに汚染がプールされている場合、汚染が大きいのになかなか出てこない場合がある。

土壌浄化のための基礎科学

藤 縄 克 之*

Fundamental Science for Soil Remediation

Katsuyuki FUJINAWA*

Faculty of Engineering, Shinshu University, Wakasato 500, Nagano 380-8553

1. はじめに

農業において、土壌は作物栽培のための重要な生産手段である。土壌物理学が、土壌中で生起する様々な物理現象の解明や農業の生産性向上に果たしてきた役割の重要性は論をまたない。しかし、多くの生命が育まれる媒体としての土壌、子供たちが泥遊びに興じる素材としての土壌、汚れた雨水などが浸透して不純物が除去される装置としての土壌、などを考えるとき、健全な土壌がヒトや生態系に限りない恩恵を与えてきたことが分かる。

しかし、著しく経済が成長した20世紀は同時に土壌環境の劣化が放置されてきた世紀でもあった。わが国では、1982年に環境庁が地下水汚染全国調査を実施し、有機溶剤などによる地下水汚染が全国いたる所で発生していることが明らかになった。地下水汚染が土壌を経由して発生することを考えれば、土壌汚染がいつそう深刻な状況にあることは必然的に理解できるところではあるが、水道水源などとして利用されている地下水の汚染がまず社会の関心を集めたとしても不思議ではない。ところが、最近になり状況は大きく変化しつつある。

図1は環境省による年度別の土壌汚染調査対策事例件数を示したものである。土壌環境基準の制定を契機に調査事例が増加し、事例数の増加に伴って基準値超過件数も激増していることが分かる。新たな地下水汚染の発見は地下水水質調査が網羅的でない限り当面続くと予想されるが、工場跡地の土壌汚染が用地売買の障害となったり、汚染土壌の移動が新たな環境問題を引き起こすなど、土壌汚染の社会的波紋はさらに広がる様相を呈し始めている。

このような社会情勢に対応すべく、土壌・地下水汚染修復ビジネスが近年急速に発展している。土壌・地下水の汚染機構解明に対する社会的要請も大きいですが、物理的・化学的・生物学的先端技術を駆使する汚染修復産業

もまた新しい学問分野の形成に大きな役割を果たしている。このような時代の流れを背景に、欧米では様々な分野の研究者が土壌・地下水汚染分野に参入しており、新しい基礎科学の発展もめざましい。そこで、ここでは、土壌・地下水の汚染物質、汚染源、汚染メカニズム、そして浄化技術を展望し、土壌物理学が今後果たすべき役割を整理してみたい。

2. 土壌汚染物質と移動形態

土壌や地下水を汚染する物質や微生物は、さまざまである。汚染質が土壌・地下水中で受ける作用は物理的作用・化学的作用・生物学的作用に区分できるが、すべての汚染質は土壌・地下水中で多かれ少なかれこのような作用を複合的に受ける。汚染された土壌や地下水を浄化するには、浄化する対象となる汚染質の移動・変換機構を理解しておく必要がある。

土壌・地下水汚染対策を考える上で類似の作用を受ける汚染質を類型化したものを表1に示す。なお、表1では放射性物質を除いて比較的汚染頻度の高いものや水質汚濁防止法における健康項目および要監視項目などを中心に分類している。

無機物質類（重金属類）による汚染では水田土壌のカドミウム汚染が良く知られているが、工場跡地の六価クロムによる汚染や、廃棄物処分場からの砒素汚染など、新しいタイプの汚染も問題となっている。昭和40年度から昭和60年度に発生した地下水汚染の環境庁による調査では、無機物質による汚染件数は多い順に六価クロム、水銀、シアン、カドミウムとなっており、平成11年2月からは硝酸性窒素・亜硝酸性窒素とともにホウ素とフッ素が健康項目に追加されている。ちなみに、汚染源には電気めっき業、熱処理業、化学工業、鉱業、窯業などが多い。重金属類の汚染機構では、浸透流に伴う移流分散に加えて、吸脱着プロセスが重要であり、場合によ

* 信州大学工学部 〒380-8553 長野市若里500

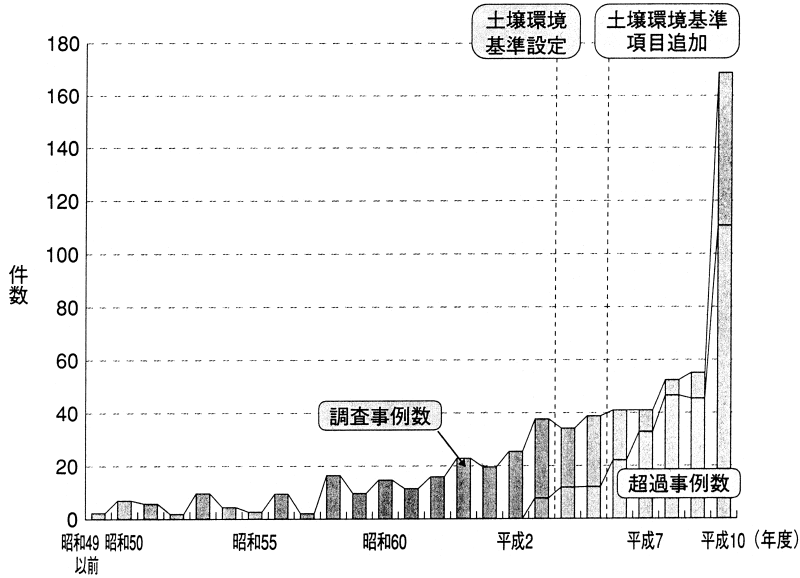


図-1 年度別の土壌汚染調査・対策事例数

表-1 土壌・地下水汚染物質類の分類

無機物質類	六価クロム・水銀・シアン・カドミウム・砒素・鉛・亜鉛・マンガン・銅・ニッケル・ホウ素・フッ素など
病原性微生物	コレラ菌・赤痢菌・腸チフス菌・パラチフス菌・大腸菌・ポリオウィルス・肝炎ウィルスなど
有機化合物	テトラクロロエチレン・トリクロロエチレン・1, 1, 1-トリクロロエタン・1, 1-ジクロロエチレン・四塩化炭素などの塩素系溶剤関連物質 シマジン・チオベンカルブ・プロピザミド・CNP などの除草剤, チウラム・イソプロチオラン・オキシ銅・TPN・IBP などの殺菌剤 1, 3-ジクロロプロペン (D-D) ・EDB などの刹線虫剤, DDVP・EPN・MEP・BPMC・ダイアジノン・イソキサチオンなどの殺虫剤 アルキルフェノール類・ビスフェノール A・フタル酸エステル類・スチレンモノマー・17-β-エストラジオールなどの環境ホルモン ベンゼン・トルエン・キシレンなどの石油系炭化水素
放射性物質	³ H, ⁹⁰ Sr, ¹²⁹ I, ¹³⁷ Cs, ²³⁹ Pu, ²²⁶ Ra など
無機態富栄養塩類	硝酸性窒素・亜硝酸性窒素などの無機態窒素, 無機態リン, 塩化物, 硫化物など

ればイオン交換を考慮した多成分系の輸送プロセスとしてとらえる必要がある¹⁾。

病原性微生物に汚染された地下水によりかつて内外でコレラ, 赤痢, 小児麻痺, 腸チフスなどが大流行したことがある。特に記憶に新しいところでは, 1990年に埼玉県内の幼稚園で発生した病原性大腸菌による地下水汚染で2名が死亡し, 21名が溶解性尿毒症症候群に感染する

という被害が発生している²⁾。我が国では, 病原性微生物が地中をどのように移動するか研究した事例はほとんど無いようである。しかしながら, 病原性大腸菌のO-157はしばしば社会問題となり, その汚染経路として地下水が疑われることもある。大腸菌ばかりでなく肝炎ウィルスなども浸透水と共に移動し, 病気が蔓延することがある。これらの微生物の移動には, 移流分散のみな

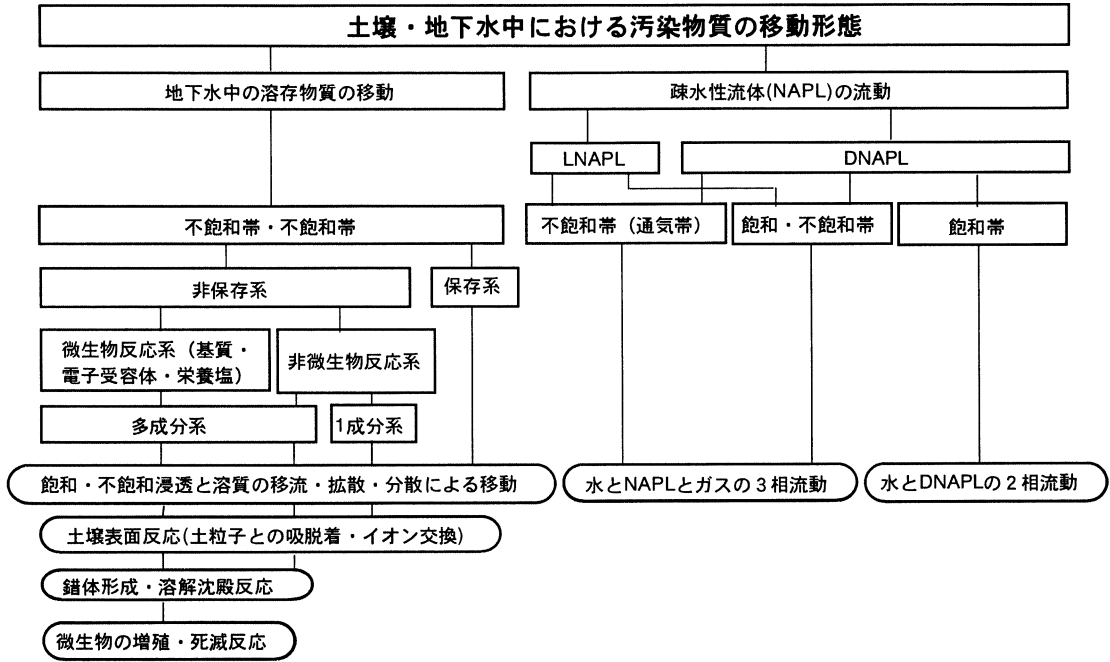


図-2 土壌・地下水汚染数学モデルの系統図

らず土壌中における濾過プロセスや吸着プロセス、あるいは他の微生物との拮抗作用なども複雑に関わっており、地中における微生物の移動特性の解明は今後の重要な研究課題である。

近年、もっとも社会的反響が大きい汚染物質がトリクロロエチレンなどの有機塩素系化合物である。半導体の製造工程やドライクリーニングなどで有機溶剤としてかつて大量に用いられたトリクロロエチレンやテトラクロロエチレンあるいはその分解生成物であるジクロロエチレンなどの有機塩素系化合物は、現在各地で深刻な地下水汚染を引き起こしている。しかし、トリクロロエチレンなどの疎水性液体 (NAPL) による汚染のメカニズムについてはかなり研究が進展してきているとはいえ³⁾、いまだ未解明な部分も少なくない。

表1に掲げた除草剤・殺菌剤・殺虫剤・刹線虫剤などの農薬は、すべて水質汚濁防止法健康項目および要監視項目に含まれている物質である。米国では DBCP・EDB・1, 2-D・シマジン・アルディカーブなどによる地下水汚染が頻発しており、農薬による地下水汚染機構などの研究が進んでいる。一方、我が国では、DBCP や臭化メチルなどによる地下水汚染について若干の報告例はあるが、農薬による地下水汚染の体系的な実態解明は今後の課題である。

生殖障害・神経障害・免疫障害を起こすとして最近注

目されている環境ホルモンの多くは、界面活性剤・樹脂・プラスチックなどの原料や可塑剤として大量に製造・消費されてきた化学物質である。環境庁が平成10年に実施した環境ホルモン緊急全国一斉調査において、全国8地点で地下水水質調査が行われている。調査は農業地域、市街地、工業地域、その他の地域で行われているが、地下水の全サンプル中からビスフェノールA、ノニルフェノール、フタル酸エステル類など何らかの環境ホルモンの検出されている。平成8年4月1日現在の我が国における安定型処分場の全施設数は1,688カ所に上っているが、廃プラスチックは金属くずなどとともその性質が安定しており生活環境上の支障を及ぼすおそれが少ないと考えられる産業廃棄物として浸出液に無防備な安定型処分場で処分されてきた。しかし、最近の研究⁴⁾によれば、廃プラスチックなどを埋めた最終処分場の浸出水中からビスフェノールAなどの環境ホルモンが高濃度で検出されているほか、フタル酸エステル類なども検出されている。環境庁の調査では地下水中の環境ホルモンの由来は明らかにされていないが、最終処分場も含め環境ホルモンによる地下水の汚染源を早急に調査するとともに、土壌・地下水中の挙動を解明する必要がある。

米国では、約140万のガソリン地下貯蔵タンクの少なくとも10%が漏洩していると考えられており、石油貯

表-2 難水溶性物質による汚染土壌・地下水の浄化技術

処理体系	技法	技法の概要	個別技術	個別技術の概要
物理的処理	土壌除去法	土壌とともに汚染物質を除去する。		
	揚水処理法	NAPL そのものあるいは汚染地下水を揚水し、汚染物質を除去する。	単一井戸単一ポンピング法	システムの費用は安いですが、処理水量が多く、効率が悪い。
			ダブル井戸ダブルポンピング法	処理水量が少なく、効率が良いが、システムの費用が高い。
			単一井戸ダブルポンピング法	井戸口径が大きい分システムの費用は高いが、処理水量が少なく、効率が良い。
			エアースパージング法	注入井戸から空気を注入し、揮発した汚染物質を地下水とともに回収する。
	土壌ガス吸引法	土壌で揮発したガスを、吸引する。	土壌ガス抽出法	土壌ガスのみを抽出する
			二相同時抽出法	土壌ガスと汚染地下水を同時に抽出する。
	拡散防止法		バリアー井戸法	井戸からの揚水により、汚染物質が拡散することを防ぐ。
			囲い込み法	シート、粘土、鋼矢板などで、汚染物質を囲い込む。
			固化法	水ガラスやベントナイトなどで、汚染物質を固化させる。
化学的処理	不溶化法	化学反応を利用して汚染物質を不溶化させる。	硫化物化法	
			還元法	
			キレート化法	
	毒性低減化法	化学反応を利用して汚染物質を分解し、無害化する。	化学触媒法	化学触媒を用いた分解により有機塩素化合物などを脱塩素化する。
			光触媒法	汚染水や汚染ガスに赤外線を照射し、有機塩素化合物などを脱塩素化する。
	流動性促進法	界面活性剤を利用して、汚染物質の流動性を高める。	土壌洗浄法	掘削した汚染土壌を界面活性剤を利用して洗浄する。
			Soil Flushing 法	界面活性剤を利用して、原位置で汚染物質の流動性を高め、地上に揚水する。
	溶媒抽出法	有機溶媒を用いて、汚染物質を抽出処理する。	超臨海抽出法	超臨海状態でCO ₂ を溶媒として使用し、汚染物質を除去する。
	電気的分離法	汚染土壌・地下水に直流電流を流し、電気泳動現象により汚染物質を抽出し、揚水処理する。		
	生物学的処理	在来微生物利用法	汚染サイトに存在する微生物を利用して、汚染物質を分解する。	Natural Attenuation
Bioventing				
Biosparging				
Biostimulation				
導入微生物利用法		組み替えDNA技術などを用いて高い分解能を持つ微生物を育種し、汚染箇所に導入する。	Bioaugmentation	

蔵施設は土壌・地下水汚染対策の重要な対象施設となっている。ちなみに、スーパーファンド汚染サイト 263カ所のうちの24%が石油系の汚染サイトである。一方、環境庁が平成6年度に全国121の地方公共団体で実施した調査では石油による地下水汚染は全体の3%弱(12件)で、統計上石油による土壌・地下水汚染は極めて少ないことになっている。しかし、石油製品にはベンゼン、トルエン、キシレン(BTX)などの有害物質が含まれている。ちなみに、ベンゼンは毒性や爆発性があり、発ガン

性が疑われているため、水質汚濁防止法では健康項目に指定されており、また、トルエンとキシレンには毒性や爆発性があり、さらにキシレンには催奇形性の疑いがあるため、現在両物質は要監視項目に指定されている。したがって、これらの有害物質に対しても土壌・地下水中の挙動を解明し、科学的知見に基づいた実効性のある汚染対策を実施する必要がある。

やや特殊であるが、原子力発電や核実験によって生じる放射性物質も、欧米では土壌・地下水の汚染物質とし

て位置づけられている。また、米国では放射線は白血病を含む様々な腫瘍の原因となるばかりでなく造血器官や生殖腺や免疫機能にも影響を与えるため²²⁶Raや⁹⁰Srなどの放射性物質に対して水道水の水質基準が設けられているが、わが国の水道法では放射性物質に対する水質基準は設けられていない。表1の²²⁶Ra以外の放射性物質は、いずれも原子力発電に伴って生成される。したがって、原子力発電所における事故や放射性廃棄物の管理に問題があると土壌や地下水が放射性物質により汚染される可能性がある。このような放射性物質の地中における挙動を、逐次崩壊により娘核種を生成する多成分系輸送プロセスとして把握しておく必要があろう。

農学分野の貢献が最も期待される汚染浄化は、硝酸性窒素などの富栄養塩類の浄化であろう。窒素には、有機態窒素と無機態窒素があり、土壌中では微生物の介在の下に極めて複雑な形態変化をするため、研究としては非常に挑戦しがたいある課題であると思う。

図2は、土壌・地下水中における汚染物質の移動形態を類型化したものである。汚染物質の移動をモデル化する場合、各ルーチンに従って定式化する必要がある。土壌水や地下水中に溶解した物質の移動が問題となる場合、非保存系物質では土壌水や地下水の流れ及び汚染物質の分散とともに化学的・微生物学的反応なども考慮する必要がある。汚染物質が土壌微生物により分解される場合は、汚染物質の挙動のほかに、土壌微生物や分解時に利用される酸素などの電子受容体の挙動を定量化することも重要である。

有機塩素系溶剤や石油系炭化水素などのように汚染物質が液体で疎水性の場合は、水や土壌ガスと疎水性液体の多相流れとして現象を定性的・定量的に把握する必要がある。さらに、通気帯中で揮発したNAPLガスの移動が問題となる場合は、NAPLの相変化なども考慮できるような熱移動と連成させた非等温システムを考える必要がある。もちろん、疎水性液体といっても多少は水に溶解し、溶解成分は移流・分散・反応・分解プロセスに預かることになる。

なお、有機化合物の中にはダイオキシンなどのように分子自体の特性は疎水性で固体のものもある。したがって、汚染物質が疎水性で固体（粉体）の場合、それ自体が移動するというよりむしろ有機物などに吸着した後、コロイドなどとして浸透流により輸送される汚染経路などを考える必要があろう。

3. 汚染土壌・地下水の浄化技術開発と基礎科学

汚染機構解明と並行して様々な修復手法が開発されている。表2はNAPLによる汚染土壌・地下水の浄化技

術を整理したものである。できるだけ早期に汚染物質を原液状で回収する物理的方法が、もっとも効率的であり、修復に要する期間やコストが節約できる。NAPL以外でも高濃度の汚染物質を除去する最も効率的な方法は物理的处理であろう。このような物理的处理法には、土壌除去や拡散防止法などの他に、揚水処理法や土壌ガス吸引法などがある。原液が流動した後に地層間隙中にトラップされたNAPLを回収する場合、ガス化させて吸引したり、界面活性剤で流動性と水溶解性を促進させる方法などがあるが、回収効率は低下し、修復期間が長くなり、費用もかさむようになる。

ある程度汚染物質の濃度が低下してくると、物理的方法はコストの割には効果が上がらなくなる。このようなケースでは、化学的処理が有効である。化学的処理法には、不溶化法、毒性低減化法、流動性促進法、溶媒抽出法、電気的分離法などがある。

地下水中に溶解したNAPLを浄化する場合、生物学的に処理する方法が浄化に時間はかかるがコストを削減でき、コストエフェクティブであるとされている。この処理法には、組み替えDNA技術を用いて育種した外来微生物を導入するBioaugmentationや在来微生物を利用するBiostimulation、Bioventingといった手法があるが、最も消極的な方法として人為的には何もしないNatural Attenuationという在来微生物に期待する他力の浄化法もある。このような微生物の浄化能力を活用したバイオレメディエーションでは、汚染物質の分解に適した微生物の選定のみならず、その微生物の浄化能力が最大になる条件を明らかにする必要があり、汚染物質の濃度や原位置の温度、あるいは微生物が必要とする栄養塩や電子受容体などを考慮した最適条件をどのように発現させるかが浄化の決め手となる。しかしながら、バイオレメディエーションは技術的にまだ確立されていない上、修復には極めて長い期間を要し、必ずしも修復効率が良いとはいえない。

我が国で利用されている上記の浄化技術は、残念ながら海外から導入されたものが圧倒的に多い。今後、日本独自の技術が開発されれば、海外も含めてそのマーケットはかなり大きいと思われるが、そのためには浄化技術の基礎となる物理的・化学的・生物学的諸現象を科学的に解明しておく必要がある。たとえば、注入井戸より蒸気を注入し、回収井戸から疎水性流体、汚染地下水、汚染蒸気を回収する蒸気注入真空抽出法は、多孔体間隙に残留した汚染物質を回収できる有効な浄化方法であるが、この方法の原理を理解するためには、水・疎水性液体・土壌空気の間隙中における溶解成分の移流分散や、熱移動と相変化による影響なども解明

し、必要に応じて数値モデルなどにより定量化する必要がある。

4. おわりに

以上、土壌・地下水の汚染質の動態および浄化法とその科学的バックグラウンドについて述べた。土壌・地下水汚染問題の解決において、土壌物理学の果たす役割は極めて大きい。しかし、地中における物質移動現象の解明には、数学、物理、化学、生物、地学といった理学系の基礎科学のすべてが関与している。このため、従来型の個別単独研究では非効率であり、土壌物理学のみならず、水文地質学、水理学（流体力学）、土壌・地球化学、微生物学などの自然科学分野の研究者との共同研究が不可欠で、さらに汚染問題に対応できる社会システムを構築するためには法学や経済学などの社会科学などの助力も必要となる。この研究分野では、これまで以上に他分

野の研究者と交流するなど、研究スタイルそのものあり方も変える必要があると思われる。

参考文献

- 1) 藤縄克之 (1994) : 「誌面講座」地盤環境汚染 (6) — 地盤環境汚染の解析手法. 土と基礎, 42 (8) : 71-78.
- 2) 藤縄克之監修, 土壌・地下水汚染対策欧州視察団編 (1998) : 地下水問題とその解決法. 環境新聞社.
- 3) 藤縄克之・日比義彦・藤原幸彦 (2001) : 多孔体中における水-疎水性液体-気体の等温多相流れに関する研究の進歩. 農業土木学会論文集, No. 214 : pp. 149-158.
- 4) 安原昭夫 (1997) : 廃棄物埋立地の浸出水. 土の環境圏第4編第5章第3節, フジテクノシステム : pp. 1181-1196.

質疑応答

尾崎 (国際航業) :

土を使った浄化について

藤縄 :

デモとして、肥えた土をつくり、石油で汚染された水に色素を入れて流した。きれいな水が出た。濾過機能でSSもとれる、色素は吸着された、微生物そのものもきれいにしてくれる。今後は有望と思う。

諸泉 (岡山大) :

環境物質に注目されているということですが、具体的にはどんな切り口でお考えですか。

藤縄 :

実証されているわけではない。汚染が起きているのではないかということです。環境庁が環境ホルモンの調査をしている。このなかで、地下水の調査が一度行われた。全国の北海道から九州までいろいろな所で行った。私は出るとは予想していなかったが、調査の結果、全てのところから環境ホルモンがでた。1つはエストロジオールといって生物そのものが出すホルモンである。家畜の糞尿や人間の尿尿からもでている。農村域では家畜から出たことが疑われる。都会では、下水管が漏れていることも考えられる。上水道管が水漏れするのはよく知られている。もう1つの心配の材料は、廃棄物の処分場である。ここには(廃棄された)プラスチックが遮水シートのない安定型の処分場にたくさん入っている。こういう所から溶けて出てくる可能性は十分ある。私はこういうもの

を懸念している。

宮崎 (東大) :

80年という年が確定できたのはなぜか?

藤縄 :

たぶんエイヤーです。シートメーカーでは、40年あるいは50年もちますと、言っているようだ。しかし、どこもまだ、それだけの期間使っているところがない。ただ、いくら長くとっても50年以上は無理ではないかと考えている。どこに行っても処分場のシートの周りの環境は劣悪だからだ。ネズミ、微生物、紫外線などさまざまな要因で劣化している可能性がある。これ(80年という数値)はあまり信用しないほしい。

石黒 (岡山大) :

産業廃棄物の欧米でのとりくみ状況は?

藤縄 :

自分の目で見したのは、3ヶ所ある。1つは、フィンランドのヘルシンキの近く。ここは花崗岩の上に処分場ができていて、シートを敷かないで山積みになっていた。その周囲に花崗岩をくり抜いた溝を掘って、そこに浸出してくる地下水を揚水して処理をするという方法を採用していた。一番印象に残ったのは、周囲に民家があるが、反対は起きなかったかと聞いたら、反対は起きたとの返答があった。その対応方法が興味深かった。まず、住民は定期的に健康診断を行う。処分の方法を決める廃棄物行政には住民の代表が入っている。住民の人たちは、余分な心配はしていないとのことだった。もう一つは、処分場の周辺にモニター用の井戸をたくさん作り、そこで定期

的にモニタリングしているので、そういう意味で、処分場の敷地のなかだけではなく、処分場の周辺まで含めて対策をとっている。しかも住民の健康診断までもやっていることに感銘をおぼえた。あと、廃棄物には産業廃棄物と一般廃棄物があるが、産業廃棄物の処理で興味深かったのは、ドイツのシュトゥットガルトの廃棄物処分場である。ここでは有機溶剤による汚染が相当深刻に起きていた。地下水汚染が大きな社会問題になる以前に、シュトゥットガルト市の方針として、工場などの廃棄物はここに捨てなさいという行政指導を行っていたようで、

それが原因で汚染が起きた。現在は市の方からかなりな補助金を投入して浄化をしている。すなわち、過去の行政指導の失敗については行政も責任をとるという姿勢がある。もう一つ、外国と比較しにくい点があるのは、降水量です。汚染が起きやすいかどうかは処分場の中の汚水の挙動にある。そのため、降水量の多い所はリスクが大きい。アメリカでもたくさん処分場があるが、降水量が少ないところは、日本で考えているようなリスクはないだろうと考えている。

土壌物理研究会第43回シンポジウム 「土壌の汚染と浄化—土壌物理学の貢献」

司会：鈴木，成岡

司会：

今日のテーマには、「土壌物理の貢献」という副題がついている、土壌物理では、土と水の研究が多く行われている。とくに、移動と測定法が多い。さらに今日のお話していただいた対象は、ふだん私たちが扱う地表から1-2mの深さの土壌ではなく、地盤にまで届くような大きなスケールである。そこで、土壌物理に対して、移動と測定法さらに大きなスケールを対象とした場合の今後の課題などについて、お話いただけたらと思う。

岡崎：

日頃感じていることで、お答えしたい。土壌の場合は、やってはいるのだけれど、きっちと情報が行き渡っていないくらいがある。土壌の分野では、土壌汚染は、古くから取り組まれてきている。しかし、地下水が汚染されているのが目立つようになって、はじめて土壌も汚染されているという形の情報が流れていると思っている。これは、土壌の理解がうまくいってない面もあるし、私たちの側からいえば、もっと上手に伝えるという伝え方にも工夫が必要と思う。土壌物理学に関してであるが、物理だけで自然現象が成りたっているわけではなく、化学、生物もふくめた幅広い、このようなシンポや学会の活動を広げていく必要があると思う。それは、生物や化学分野の人も同じように思っているので、ぜひこういう討論できる場をつくっていただくことが、土壌物理学を発展させる道ではないのかと感じている。

藤井：

今日の私の話の最後に、硝酸汚染問題のなかで汚染源とそれが現れる井戸までのルートを簡単に見わかる方法がないかと申し上げた。これが私の物理に期待する面である。土木の人たちがやっておられる時も、ルートが分かれば対策がとりやすい。物理の皆さんは物質移動について、精緻な実験をやっておられるが、実際の物質の動きを、井戸という結果からみると意外と速い。たとえば、雨のあと、畑の隣にある井戸の硝酸濃度が意外と早く上昇してくるという現象がある。とくに、大雨で地下水が極端に上昇したあと、最初、濃度が下がるが、そのあとどんどんあがってくる。意外に早く動いているんだな、その動きがどんな動きなんだろうと、興味あって、物理の人にも聞いたが、よくわからない。実際の土壌は、不

均一で物の動きも不均一である。とくに特別なルートがありそうなんだ、ということを知りたいと思っている。

藤原：

土壌物理学という分野も当然でしょうが、浄化にはいろいろな技術が複合化していて、学際、業際で、取り組んでいる。私どもは地盤工学会、土木学会というところで主に活動しているが、当然ながら我々民間企業の研究と大学の研究とでは意識に開きがある。片方では泥臭い、もうやっちゃえと言うところでやってしまう、片方では基礎的な知見を積み上げてやっている。これらが融合していかなければ、最終的には我々が住んでいる環境をよくするという科学技術の貢献はなく、要するに社会性をもたなければ、技術として花開かない。ある研究領域の貢献ということでは、環境の浄化という目標の中で、それぞれの立場と研究領域（専門）でそれぞれの研究がどういう役割を果たしていくのかということをお互いが意識してやっていくことが重要であると思っている。土壌物理という分野として貢献できるとして考えられるのは、私が今、興味を持っているのは、自然減衰（natural attenuation）という概念を導入していった場合、当然、化学的なことも、水文的なことも、物理的なことも必要である。そういうものを、総合的に評価し構築していかないとなかなか社会に認められない。そういうところの分野も大事じゃないかと思う。もうひとつ、建設事業にたずさわっていると、自然由来の汚染というものに、よく遭遇する。ご承知のように我が国は火山国であり、造山活動も活発であり、特に東北北海道にいくと自然由来の汚染に出くわす。そういうものはだれに責任があるわけでないので、明確な浄化の基準・指針がない。現在のところ、環境省の基準に従ってやろうとはしているが、本来、土の中や、安定的な地質の中にあつたものを、人間の行為として一時期掘削し、環境を汚染させるわけである。そういうものを本来の自然のおかれている産状にもどすというところでは、自然のなかで、一体何が安定化していった化学的・物理的な雰囲気だったのかということをはっきりとすることを明らかにしていくということにも貢献できる学問領域ではないかと思っている。

川端：

私は土木工学科出身で土壌物理の場で話させていただくのは初めて。建設会社に入り、研究所にいて、土壌物理というものを考えると、(土壌物理は)土中の物質移動を扱い、化学的、微生物、植物すべてがからんでくる分野であることから、建設会社の研究所にとってバックグラウンドとしては理想的な分野の1つなのかなと思う。そういう分野の方がうちの研究所に入りたいという人がいるとすると我々には非常に魅力的な人材に映る。土壌物理に期待する点としては、土壌物理では物質移動を質的に説明するという場面が多いが、もう1歩、土木とか地盤とかに近づいて、全体量としてどれくらいなのかというような量的な評価をしていただけると、われわれの分野とも融合できるのではないかなと思う。これは学際の話であるが、以前、うちの研究所で、学問分野の全く違う土木屋とバイオレメデーションの担当の人間が一緒になってプロジェクトを初めてやったことがある。当初はケンカみたいなことから始まった。なぜかという、お互いにどこが重要かという視点が全く違ったためである。しかし、2年3年と一緒にやっていると、なんとなく共通のターゲットを持つというか、お互いを認め合うような雰囲気が出てきた。そういう場面に遭遇して思ったのは、違った分野で、お互いどんどん話しを進めることで新しいアプローチが可能になるのではということである。あと、建設業界では、汚染土壌もそうだが、地下掘削の時の泥水からでてくる土、浚渫土、河川の低湿土など、汚れた土や、汚れていなくてもどろどろになった土をどうするのか、非常に困っている。もって行き場所がなくなってきている。この土をいわゆる土壌として使うのが一番考えやすい。これは簡単なのか、ビジネスに乗せるのが難しいのか、いろいろな問題がある。そういう地下深くあるいは海深くからとってきた土を土壌として使う時にどうするかと言う問題が、これから大きなフィールドの1つになってくるのではないかなと思う。

藤縄：

土壌汚染、地下水汚染という社会から解決してほしいという重要な分野がある。純粋に学問的にみると、浄化工法あるいは応用科学のほうがはるかに、基礎科学より先行している。浄化工法にもいろんな技術があり、たとえば蒸気を注入するという浄化工法を使うと、地中では、物質移動が起こる一方で、コンデンセーションなり、揮発なりという熱的現象が起きている。では実際に、そういう現象をすべて理解したうえで応用技術が使われているかという、そうではなくて、技術の方では基礎科学に期待するところがある。応用技術の1つ1つをみて

みると、実は、基礎科学で埋めなければならないところがいっぱいある。課題の宝庫である。これほど論文の書けるところはない。基礎科学の方も応用を見た上で、そこからフィードバックした基礎科学ということ、私としてはおすすめしたい。もう1つは、できれば現場に入ることである。私も石油の汚染現場に一度かかわったことがある。教科書を見ると石油はLNAPLなので水より軽い、そうすると汚染領域は水面からその上あたりになると考えられる。ところが、揚水してみると地下水面より下から油分まじりの水がでてくる。これは教科書には載っていない。考えてみると、地下水面は固定していない。とくに揚水をすると、地下水面は大きく変動する。その上に石油が乗っていると、水面が下がると石油も下方に移動する。揚水をストップすると水面はもどる。しかし、石油の一部は飽和帯の中に残る。再度揚水すると残留したものが、そこから水に輸送されて出てくる。そこで、水面より下のところから油がでてくるという現象が生じる。こういうことは現場にでて初めてわかる。では次に研究で何をやらなければならないかという、一体どの程度、多孔体中に残留するのか、残留するメカニズムは何か、粘性係数もあるだろう、地下水流速もあるだろう、色々な要因が入ってくるだろうが、まだそのメカニズムはわかっていない。おそらく、10~20%位は残留する。石油にしてもトリクレンにしても残留する。まず現場で観察してみることが非常に重要である。もう一つ興味深かったのは、天然由来の石油は、微生物分解が活発である。たとえば、どこかのガソリンスタンドで灯油が漏れたとする。そうすると、すぐに微生物が分解を始めしてくれる。微生物は有機物を分解するときに酸素を消費する。水質を調べると溶存酸素が消費されている。溶存酸素がないところは、鉄や硝酸をつかう。メカニズムとしてはおもしろい。どういう順番で、どういうメカニズムで微生物はそういうものを選択していくのか？これは物理的側面だけではわからない。汚染現象には物理学的、化学的、微生物的側面があり、どこかで線が引けるものではない。いろんな分野の研究者の方とも交わるのも必要なことだと思う。

宮崎：

長い間討議いただいて、ありがとうございました。期待以上のものを、聞かせていただいた。みなさんに厚くお礼を申し上げます。岡崎先生の評価表でいえば、土壌物理は、かぎりなく0に近いと思う。しかし、5に向かって若手が進めてくれると確信している。

1. 名簿作成と評議員選挙について

今年は名簿発行の年になります。会員の皆様のもとに住所確認のはがきを送付させていただきますので、ご協力をお願いします。また、評議員選挙（日程：平成14年9月20月上旬）が行われます。後日、投票用紙を送付いたしますので、投票していただくようお願い申し上げます。

2. 土壌物理学会「拡大評議員会」議事録

日時：4月2日（火曜日）12:00-12:55

場所：土壌肥料学会土壌物理部門会場

（名城大学天白キャンパス・理工学部）J会場
（303室）

出席者：

評議委員：宮崎 毅・粕渕辰昭・谷山一郎・筑紫二郎・加藤英孝・成岡 市・山口紀子・溝口 勝
オブザーバー：田渕俊雄・波多野隆介（北大）・吉田正則（近中四農研セ）・木場信信（道立根釧農試）・渡辺晋生（三重大）・柳澤 剛（明大農研）・中野恵子（農環研）・須甲武志（東大院）・横濱充宏（北海道開発土木研究所）・長谷川周一（北大）・石黒宗秀（岡山大）・鈴木克拓（農環研）・前田守弘（中央農研）・江口定夫（農環研）・藤川智紀（東大院）

事務局：関 勝寿・井本博美

議題：

宮崎土壌物理学会会長より、拡大評議委員会の趣旨説明の後、以下のことを議論した。

1. 各学会における土壌物理部門の連携について

・主な学会の部門長より最近の土壌物理学に関連した情勢の説明があった

① 学術会議・国際情勢に対応した関連学会の動き（岡崎）

IUSS（International Union of Soil Science）の枠組に対応した日本組織

② 土壌肥料学会における土壌物理部門の動き（波多野）

3部門（環境・保全・地球環境）を2部門に整理

③ 農業土木学会における土壌物理部門の動き（山本：宮崎よりメールの紹介）

農土学会では土壌物理が活発。土物学会で土壌

劣化への対応を

④ 土壌物理学会の果たせる役割（宮崎）

学際的・複合的なテーマを積極的に扱うようにする

・議論：上記の情勢説明を受けて、会場の方々から以下のような意見を頂いた

（田渕）学術会議や国際会議での方向を考慮すべき。農学部門か工学部門か？

（粕渕）土肥は化学、農業土木は工学、土壌物理はサイエンスを扱えば良いのでは。

（石黒）基礎学に加えて多様性への対応が必要。複雑学のシンポジウムを考慮。

（谷山）発足は学際的だった。土壌物理を基礎において他分野のテーマも含めて検討すればよい。

（山口）土壌物理はいろんなことを扱う手法が特徴。手法をやる人の集まりでも良い。

（長谷川）物理性の確認はかなり応用的。今までやってきた方法を変えない方がよい。

（波多野）研究会から学会になったことで基礎と応用をまとめることができる。土壌物理のサイエンスを踏まえてやってほしい。

（成岡）学術会議への参加団体は地域農学分野でよいか？

2. 第44回（平成14年度）土壌物理シンポジウムのテーマについて、事務局より下記の案が披露された。テーマ決定については、引き続き事務局で検討することにした。

テーマ案：

① 新しい計測システム

② 食料自給を支える土壌基盤

③ 土壌中のガス動態

④ その他

日程案：2002年11月23日（土：勤労感謝の日）

東京大学農学部弥生講堂

3. 土壌物理学会ポスター発表におけるレフリー制の導入についての以下の説明があった。具体的には事務局でさらに検討することになった。

・投稿規定および審査基準規定の整備

・査読委員を編集委員会から3-4名を指名

・2週間前に要旨原稿締切（インターネット）

・1週間前に審査結果報告（インターネット）

一編集後記一

今号は、土壤汚染に関するシンポジウムの特集号でした。一汚し散らかし、そして掃除する一我が家で毎日果てしなく繰り返される汚染者である子供と浄化事業者である妻との格闘です。(ちなみに私も時々散らかします。) 散らかしたものを自分でちゃんと片付けさせるのは、しつけの基本でしょう。しかし、残念ながら世の中では散らかしっぱなしというケースが多いようです。散らかしっぱなしではすまないぞ、という当たり前のことがようやく土壤汚染対策として本格的に取り組みられるようになってきたということになるのでしょうか。もともと浄化機能を持っているとされる土壤が、許容できないくらいに汚染される - 温厚な性格の人を怒らせたようなもので、何とも恐ろしい事態と言わざるを得ません。土壤汚染対策が、技術的な問題やその費用負担の問題を越え、真剣に取り組まれるようになってきたことは、評価

されるべきことです。しかしその反面、事態の深刻さを物語っているとも言えます。一度ばらまいてしまったものをかき集めて処理する、という気の遠くなるような作業ですが、既に具体的な技術の開発が進んでいるということに頼もしさを感じます。土壤物理分野のこれまでの研究蓄積が、土壤汚染対策に有用であるということは、誰もが認めるところでしょう。しかし、今後どのような研究が、土壤汚染対策というアウトプットを意識したときに重要であるかは、必ずしも自明ではありません。土を少しでも良くしたいという思いは、土壤の研究者共通のインセンティブだと思います。今回のシンポジウムが、今後どのような研究を生み出すのか、数年後が楽しみです。

<編集委員 吉田修一郎

(農業技術研究機構 中央農業総合研究センター)>

土壤物理学会

事務局構成	会 長	宮崎 毅 (東京大学大学院農学生命科学研究科)
	副 会 長	岡崎 正規 (東京農工大学大学院)
	庶務幹事	溝口 勝 (東京大学大学院農学生命科学研究科)
	会計幹事	井本 博美 (東京大学大学院農学生命科学研究科)
	編集幹事	関 勝寿 (東京大学大学院農学生命科学研究科)
	会計監査	加藤 誠 (東京農工大学農学部)
	”	金子 文宜 (千葉県農業試験場)
編集委員会	委 員 長	粕淵 辰昭 (山形大学農学部)
	委 員	古賀 潔 (岩手大学農学部)
		藤井 克己 (岩手大学農学部)
		佐藤 照男 (秋田県立大学短期大学部)
		粟生田忠雄 (新潟大学農学部)
		足立一日出 (独立行政法人農業技術研究機構)
		吉田修一郎 (独立行政法人農業技術研究機構)
		安中 武幸 (山形大学農学部)
		花山 奨 (山形大学農学部)
	南條 正己 (東北大学農学部)	

土壤の物理性 第90号 (会員配布) 2002年3月15日発行

発行 土壤物理学会

〒113-8657 東京都文京区弥生 1-1-1

東京大学大学院 農学生命科学研究科

生物・環境工学専攻 環境地水学研究室内

電 話 03-5841-5351, 5374 FAX 03-5841-8171

E-mail : sp-staff@soil.en.a.u-tokyo.ac.jp

URL : <http://soil.en.a.u-tokyo.ac.jp/jssp/>

銀行口座 第一勧業銀行 本郷支店

普通 2407673 土壤物理学会 代表 宮崎 毅

印 刷 創文印刷工業株式会社

〒116-0011 東京都荒川区西尾久 7-12-16

Journal of the Japanese Society of Soil Physics

No. 90

March 2002

Contents

Foreword	T. KASUBUCHI	1
Original Papers		
On Measuring Soil Thermal Properties with a Dual-Probe Heat-Pulse Technique	K. NOBORIO, K.J. MCINNES and J.L. HEILMAN	3
The effect of heterogeneous soil-water distribution on the TDR measurement of soil-water content	M.A. MOJID, N. TORIDE and H. CHO	11
Symposium "Soil contamination and remediation —Contribution of Soil Physics—"		
Soil Pollution and its Rehabilitation	M. OKAZAKI	21
Environmental Quality Standards for soil Pollution	K. FUJII	27
Practical Remediation Technology—Development and Application Status of Remedi- ation Technology—	Y. FUJIWARA	33
Technical and social Issues in On-site Remediation of Contaminated Ground	J. KAWABATA	39
Fundamental Science for Soil Remediation	K. FUJINAWA	45
Discussions		53
Announcements		55
Editor's Postscript		56

Japanese Society of Soil Physics

Department Biological and Environmental Engineering
Graduate School of Agricultural and Life Sciences, The University of Tokyo
1-1-1 Yayoi Bunkyo-ku, Tokyo 113-8657, Japan