

# 土壌の物理性

第67号

1993年10月

---

巻頭言	佐久間敏雄	1
報文		
乾燥地土壌におけるナトリウム、カルシウムの輸送と集積	松本 聡	3
水圏環境中における鉄・マンガンの挙動	青山 勲	11
土壌中での重金属の形態と挙動	飯村 康二	19
微量元素による土壌汚染と環境問題	福井 正美	29
コメント		
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	波多野隆介	39
討論		
第34回シンポジウム「土壌中における保存性物質の動態と土壌物理」より		43
解説		
土壌中における溶解物質の輸送と集積	中野 政誌	51
資料		
環境質のための土壌科学 一知っていることをどう知るか?	B. P. ワーケンチン, 溝口 勝, 訳	59
書評		
Models for Processes in the Soil	成岡 市	64
環境土壌学	矢沢 正士	65
会務報告		69
編集後記		

---

土壌物理研究会

## 土壌物理研究会会則

- 第1条 本会は土壌物理研究会 (Research Association of Soil Physics, Japan) と称する。
- 第2条 本会は土壌の物理性を中心とする試験研究の発展と農業技術への貢献を図ることを目的とする。
- 第3条 本会はその目的を達成するため次の事業を行う。
- (1) 研究発表会, 討論会及び見学会などの開催
  - (2) 土壌の物理性 (Soil Physical Conditions and Plant Growth, Japan 会誌という) 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) その他本会の目的を達成するため必要な事業
- 第4条 本会の会員は, 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。
- 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   | 3,500円  |
| 学生会員      | 年額   | 2,000円  |
| (大学院生を含む) |      |         |
| 賛助会員      | 1口年額 | 15,000円 |
| 購読会員      | 会誌年額 | 4,500円  |

広告料 賛助会員 実費

賛助会員以外 実費の5割増

- 第6条 本会に次の会員をおく。任期は2年とする。ただし, 3期連続の重任は認めない。選出方法は別に定める。
- (1) 会長1名, 副会長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 正会員から互選する。  
ロ 3名以内 会長が委嘱する。
  - (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  
会長委嘱
- 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。
- 第8条 本回到次の委員会をおく。
- (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, 本回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, 会誌その他の印刷物の編集に当る。
- 第9条 本会の経費は会費その他の収入をもってあてる。
- 第10条 本会の会務執行にに必要な規程は別に定める。

## 「土壌の物理性」投稿規定

### 1. 投稿要領

- 1) 投稿は本会会員に限る。ただし共著者の場合また編集委員会が依頼した場合はこの限りではない。
- 2) 投稿原稿の採否は, 編集委員会において別途定める閲読基準により決定する。なお, 「報文」は2名, その他は1名の閲読者を編集委員会において決定し, 閲読を依頼する。
- 3) 投稿は以下に示す種別にしたい, その内容は土壌の物理性に主体をおくものとする。  
「報文」一編ごとに報文としての体裁を整え, 独創性があり, 土壌の物理性に関する研究および技術に寄与するとみなされるもの。他誌に未発表のものに限る。  
「論説・総説」土壌の物理性に主眼をおき, 広い視野に立って記述したもの。  
「資料」既に発表した報文または発表予定の内容を書く分野の参考資料となるように書き改めたもの。  
「解説」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。

「その他」土粒子, 書評など。

- 4) 投稿には下記形式の送り状を付け, 正原稿1部, コピー2部の計3部を送付する。初校のみ著者校正とし, 印刷ずみの原稿は返さない。別刷は30部を著者に贈呈する。それ以上希望する場合は実費を申し受ける。
- 5) 本誌に掲載された論文の著作権は, 土壌物理研究会に帰属する。

発表年月日		受付年月日	
種別		原稿枚数	
表題		図表数	表枚図枚
著者名		写真数	葉
所属		別刷	30部+部
キーワード(和文・英文)			

付記: 投稿は下記宛のこと

「土壌物理研究会編集幹事」

---

## 巻 頭 言

---

### 将来の世代の欲求をみたすために

佐久間 敏 雄\*

1987年の「環境と開発に関する世界委員会報告」は“sustainable development”，すなわち「現在の世代とともに、将来の世代の欲求もみさせるような」開発という新しい経済発展の理念を提出した。同委員会は市場経済が天然資源の持続的な利用に失敗したことを重視し、資源のストックや自然システムの利用可能性は地域、世代を越えて平等であるべきことを主張した。これは「排除のパラダイム」あるいは「フロンティア経済モデル」と呼ばれる現代社会の指導的考え方と対立する新しいパラダイムの成立を告げるものであった。

「フロンティア経済モデル」の基盤には、自由な市場によって最大多数の最大幸福が実現されるという共通認識があり、天然資源のストックが人間の消費に比べて十分大きく、経済発展にともなって生ずるさまざまなリスクを吸収する広いフロンティアが常に存在することを暗黙の内に認めている。しかし、農業生産においては、このモデルの限界は19世紀から既に見え隠れしていた。農民のさまざまな工夫・研究にもかかわらず、養分の取奪による農地の生産力低下を回避できなかったからである。先進地域の人々は肥沃な処女地を求めて他人の土地に侵入し、対立と搾取を引き起こすだけでなく、国境を越えて農地の荒廃を広げた。植物の無機栄養理論の確立と化学肥料の発明に端を発した農業の技術革新はフロンティア経済モデルの最初の危機を救った。先進国の多くは、人口の大半を食糧生産から開放することによって経済の急速な成長を実現した。肥沃な近郊農地が大幅に他の用途に転用され、人口が都市に集中し、農村のマニパワーは急速に弱体化した。大規模化、効率化の名のもとに農地管理の機械化、単純化が推進された。それにもかかわらず世界の農業生産が急増してきた背景に、1945年以降化学肥料の施用量が等比級数的に伸び続けてきた事実がある。耐肥性品種の開発と施肥技術の発展は先進諸国の戦後の経済成長を支えた隠れた主役であった。しかし、最近になってこの方向にも赤信号が点滅しはじめた。農業生産のエネルギー効率が低下するとともに、農地の物理性、生物性の劣化が進み、土壌浸食が再燃し、先進地域では農業に起因する環境影響も無視できなくなった。現代農業における外部不経済の拡大は、放置すれば、農業にも課徴金を課すべきだといった議論につながりかねない。

一方、1950年代に一人当たり0.48㍓であった農地面積は、最近30年の間に約70%に減少し、2000年には0.25㍓になると推定される。世界の人口は急速に増加しつつあり、中位の推定でも2070年に約100億人に達すると予測される。既に農業のフロンティアはごく限られたものになっているから、農地に対する人口圧は今後さらに倍加することになるだろう。「将来の世代の欲求をもみらす」には、農業は生産力をさらに倍増させなければならない。しかも、農地自体の劣化と近代化にともなう外部不経済性の増大は極力回避しなければならない。低緯度地域・半乾燥地の適切な開発と生産性の向上とともに、既存農業地域の活性化と農地の保全および生産力の回復が不可欠である。

農地は地球上で最も重要な資源であり、しかも、最も脆弱な資源である。適切な評価に基づいて利用計画を調整し、注意深く管理しなければならない。いうまでもなく、農地は生産の場であるとともに農村生活者の生活環境そのものでもあり、農地生産力の維持・向上は良い農村環境と密接不可分な関係にある。化学的な生産および環境調節技術が大きな発展を遂げた現在、その効果を生産の場に生かし、環境への影響を最小限に止めるという問題を解く鍵が「土壌の物理性」にあることは、会員諸賢が最も深く理解されているところであろう。この会の活性化は地球の「持続可能な開発」に直結しているといつて過言ではないのである。分野や立場の違いを越えた積極果敢な発言を期待したい。

---

\*北海道大学農学部



報 文

乾燥地土壌におけるナトリウム、カルシウムの輸送と集積

松 本 聰\*

Transportion and Accumulation of Sodium and Calcium in Aridisol

Satoshi Matsumoto

Faculty of Agriculture, University of Tokyo

Summary

More than 30% of the surface of the earth consists of arid and semi-arid soils, which are generally too dry to produce good yields. If enough fresh water is available and the soil condition is suitable, these soils can be irrigated and used for arable land. These regions are therefore thought to be new promising lands for food production in the future. For this reason in past decades, much attention has been paid to arid and semi-arid soils and more agricultural development projects are being planned and carried out. However, many projects have failed in the past, and others fail even now, because some years after irrigation the salinity or alkali hazard increases.

The soil profile investigations of salts accumulation related to the depth of ground water level, some field experiments using lysimeter and model experiments in the laboratory to clarify the mechanisms of salt accumulation are illustrated in this paper.

From field investigations and lysimeter experiments of irrigated lands in Khuzistan State, Iran, the author presents the following cases to clarify the essential processes of soil salinization.

Case 1 was caused by the formation of shallow groundwater due to seepage from earth canals and intensive irrigation such as basin irrigation. This case was the most dominant to soil salinization development process in arid irrigated lands.

Case 2 was caused by the logging of irrigation water at the extremely hard pan formation under the plough layer caused by the compactness of tractor loading. This case was usually found in desalinized fields with clay-like texture. The hard pan is apt to become an impermeable layer logged with irrigation water, and provides a secondary site which functions to supply sodium salts to surface horizon.

Case 3 was caused by the addition of salts to the soil irrigated by water with high electric conductivity. Chemical analyses of the irrigation water applied to arid land in Iran, for example, showed that about 1.8kg of the total dissolved salts were contained in 1 m<sup>3</sup> of irrigation water.

Case 4 was caused by cultivation under the low leaching fraction resulting from the extremely high evapotranspiration of the dry summer. The lysimeter experiment revealed that cultivation during periods of high temperature and low humidity requires much irrigation water, as calculated by the leaching fraction, to keep soil salinity below a specified level.

The mechanism of salt accumulation in arid lands was also examined through the experimental pedology view. Experiments were carried out by using soil columns saturated with salt solution which capillary provides from the constant groundwater level. Most calcium and magnesium ions in the salt solution are adsorbed rapidly at the cation exchange sites of the soil when the solution contacts with

---

\*東京大学農学部

キーワード：乾燥地土壌、灌漑、ナトリウム、カルシウム、塩類集積機構

the soil. Large amounts of sodium ions, on the other hand, still remain in the form of free ions which moves easily with the soil solution. When the cation exchange sites adsorbing calcium and magnesium ions are dried out, these ions are detached from the sites and deposited on the surface of the soil column as salts. Furthermore sodium salt precipitation occurs directly from soil solution when the evaporation at the surface portion of the column proceeds.

**Keywords:** Aridisol, Irrigation, Sodium, Calcium, Salts accumulation mechanism

(Soil phys. Cond. Plant Growth, Jpn., 67, 3-10, 1993)

## 1. はじめに

およそ世界の土壌型の中で、海岸地域など特殊な塩性環境に分布する土壌を除けば、乾燥地土壌 (Aridisol) はもっとも高濃度に塩基類を土壌中に保存している土壌といえる。乾燥地土壌の母材は多くの場合、石灰と石こうに富むが、このことが必ずしも母材の特徴を示しているわけではなく、火山灰を含めてあらゆる母材の関与は考えられる。ただ、降雨が極端に少ないために、水を介しての土壌の化学的風化は遅く、気温の日較差が大きいため物理的風化が卓越して起こる。細かな粉体を呈する土壌の外観は一見、塩基の溶脱も進んだ土壌のように思えるが、塩基の大部分は土壌から洗脱されることなく、土層内に保存されているのが大きな特徴である<sup>1)</sup>。

近年、乾燥地土壌の土壌資源を対象とした砂漠開発、なかでも砂漠地における緑地開発、乾燥地灌漑農業開発は非常な勢いで展開されているが、砂漠という土壌生成的には、水の関与をほとんど受けることなく発達してきた土壌に人為的に水を導入するという営力 (インパクト) が加わると、水に可溶性塩類の行動が土壌断面を通じて急速に活発化し、塩性害として顕在化し、開発造成した地域の土壌の荒廃、さらには塩性害に基づく砂漠化を引き起こす<sup>2-4)</sup>。

ところで、乾燥地における灌漑に基づく土壌の塩性害は、灌漑によって、地下水位が上昇し、それに伴って毛管上昇する土壌水に溶解した土壌中の塩類とくにナトリウム塩、カルシウム塩あるいは地下水に含まれるこれらの塩が表層土で沈積するという機構によってこれまで、定性的に理解され<sup>5-7)</sup>、比較的単純な機作として受けとめられてきた。しかし、土壌塩性化の定量的な解析、個々のイオンの動態についての詳細な研究については意外に少ない<sup>8)</sup>。本稿では、乾燥地灌漑圃場で塩性害調査研究をより定量的な視点から捉え、さらにこの現象を塩性害発生機構の基本的法則性へと導くために、experimental pedologyの手法を用いて実験室的に解析した内容を述べる。

## 2. 乾燥地灌漑圃場における

### 土壌塩類化の発現機構の実際

#### 2-1. 灌漑水の導入で誘起される土壌中の塩の易動化

水の影響がほとんど関与することなく生成してきた乾燥地土壌に、ひとたび水が導入されると、その影響は急速にしかも明確に土壌中の塩の行動にあらわれる。土壌の塩性化の過程が地下水位の上昇、灌漑水による塩類の土壌への新たな持ち込み、圃場の水管理でどのように進行するか、現地の調査をもとに述べる。

##### 1) 地下水位の上昇と土壌の塩性化

灌漑水路が土水路で施工されていたり、ファロー灌漑 (fallow irrigation) やベースン灌漑 (basin irrigation) のように一度に多量の灌漑水を供給する場合には圃場内の地下水は急激に上昇する。また、大型トラクターの踏圧により、作土直下にきわめて硬い盤層が形成され、この盤層の位置で停滞水が形成され、一時的にせよ地下水位が上昇する。

このように一次地下水位が土層の浅い部分に形成されると、地下水位面からの毛管水が表層土にまで容易に連結し、地表面の激しい蒸発散による吸引力で毛管水の上昇とともに、可溶性塩の表層土への移動集積が始まる。図1は典型的な乾燥地土壌地帯で調査した地下水位の位置と土層内に観察される集積塩の様相を示したものであるが、地下水位が70cm付近になると、極端に高い塩類土壌が生成されているのに対して、地下水位が2m以下にあるか、あるいは地下水位面より上層の部分に毛管水の上昇を切断する砂礫層のような空隙に富む土層が介在すると表層土への塩の集積は著しく抑制されることを示している<sup>9)</sup>。

図2には大型トラクターの踏圧で著しく硬化した盤層をもつ土壌断面での塩類の分布パターンと、土壌硬度計が示す土壌硬度の変化を示した。作土直下の著しく硬化した盤層の存在は灌漑水の一時的な停滞を誘起し、表層土への塩類の供給、および塩基のうちもっとも易動性の大きいナトリウムの表層土への移行が起こっていることを示している。

## 報文：乾燥地土壌におけるナトリウム、カルシウムの輸送と集積

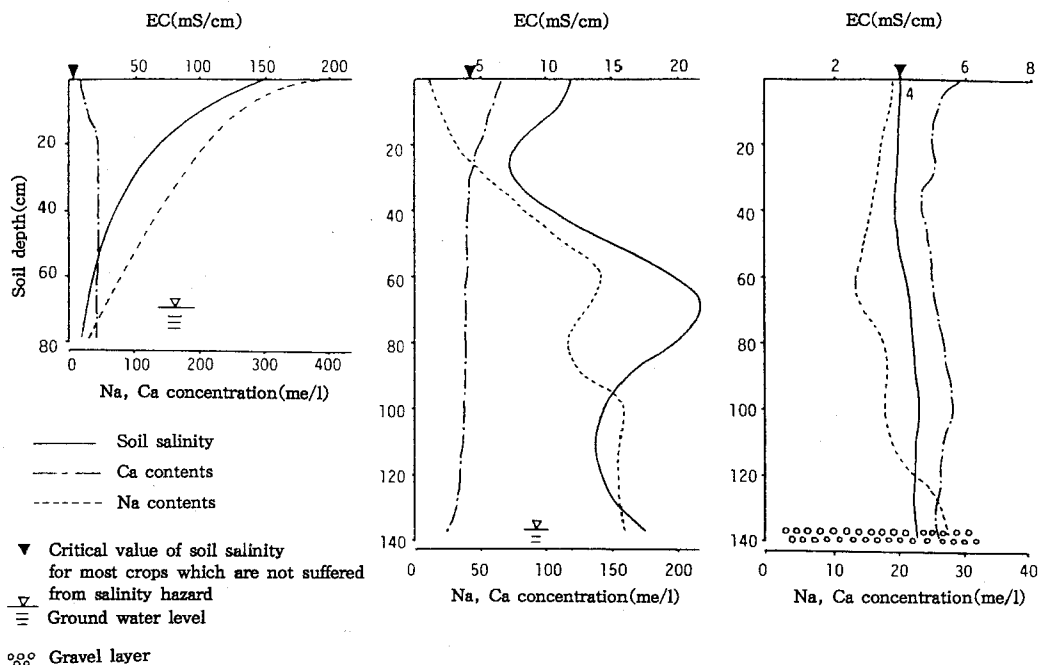


図-1 乾燥地における地下水位の位置と土壌断面での塩集積状況 (松本, 1988)

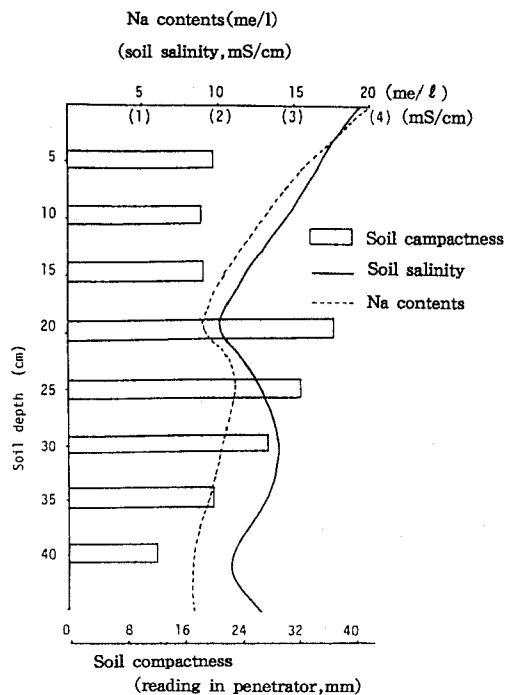


図-2 硬盤の形成と塩集積 (松本, 1988)

## 2) 灌漑水による塩の土壌付加

灌漑水に利用される水質は乾燥地農業では農産物の生産性、圃場の維持管理からみて非常に重要な意義を持っている。乾燥地において使用される灌漑水の水質は湿润地域のそれに比べて水に溶解する水溶性物質が非常に多く、それらは全可溶性塩 (Total Soluble Salts, TSS) と総称されているが、TSS濃度がきわめて高く、水質が悪化しているのが普通である。灌漑水の水質の良否は従来種々の評価法で評価されてきた<sup>10-16)</sup>。これらは、いずれも作物に対する塩性害の立場から、TSSとナトリウム濃度とに、とくに重きをおいている。USDAが提案した SAR (Sodium Adsorption Ratio,  $SAR = Na / [Ca + Mg] / 2^{0.5}$ ) と TSS (便宜上、電気伝導度 (EC) であらわすことが多い) とから得られるダイヤグラムは、灌漑水の水質の良否を決定する指標として長く使用されてきたところである (図3)。

表1は乾燥地の灌漑圃場に用いられている灌漑水の一例外を種々の場所から採水し、その水質を調査した結果を日本の河川水の水質例とあわせて示したものである。表から明らかなように、乾燥地の供試灌漑水のTSSは1,800ppmであることから、このような灌漑水を灌漑に用いると、灌漑水1トンあたり実に1.8kgの塩を含むことになり、灌漑のたびに多量の塩類が一旦は土壌に加わることになる。もちろん、灌水により根圏域から洗脱する塩類もあるので、灌水のたびに塩類が土壌にそのまま

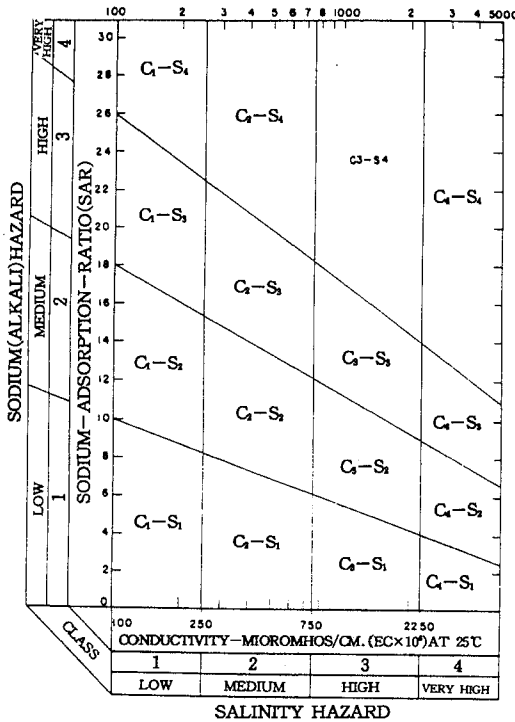


図-3 灌漑水評価の一例  
(U.S. Salinity Laboratory Staff, 1954)

沈積するわけではない。塩収支を把握しておくことは、乾燥地農地の圃場管理上、必須のことであるのは上記のような理由によるものである。排水収支型ライシメーターを現地圃場に設置して、その塩収支の例を示せば、表2の如くである。表2によればTSS濃度から計算した1ヶ月間に灌水により土壌に加えられた塩量(A)は排水でライシメーターより流脱した塩量(B)よりも多い。これを可溶性陽イオン、陰イオンでみると、土壌中に残留しやすいか、流脱しやすいかの程度はイオン種によって異なることが認められる。単純な塩収支(B)/(A)でみるならば、ライシメーター土層中には、ナトリウムおよび硫酸塩は留まりにくく、重炭酸塩、塩素、マグネシウムおよびカルシウムは残留する傾向を示し、とくに重炭酸イオンは残留傾向が強いことが示された。

3) 排水量割合 (Leaching Fraction, LF) が土壌塩類濃度に与える影響

用いる灌漑水に含まれる塩類が土壌の塩類濃度に相当の影響を及ぼすこと、その影響の程度は根圏域から流脱する塩量によって決定されることを上記2)で述べた。このことを灌漑水量と排水量との比(排水量割合)の違いが土壌の塩類化にどのように影響するかを先のライシメーターで検討した(図4)。

図4の左は約2ヵ月間に760mmというの多量の灌水を行ったにもかかわらず、この間の排水量割合がわずか

表-1 乾燥地灌漑水と日本の河川水の水質比較の一例 (松本, 1988)

sampling place	TSS (ppm)	EC (μS/cm)	Cations(me/ℓ)				Anions(me/ℓ)				Sum of anions	Na %	
			Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	Sum of cations	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>			
Nov. 2, '77													
Hail Abad dam	1,000	1,260	6.0	5.0	4.5	15.5	tr.	4.4	6.0	5.0	15.4	29.2	
Inlet	1,800	1,280	9.0	4.0	4.5	17.5	tr.	4.8	5.5	7.2	17.5	25.7	
Main canal	2,000	1,270	6.0	7.0	4.5	17.5	tr.	4.4	6.0	7.1	17.5	25.7	
Secondary canal	1,800	1,230	6.0	7.0	5.0	18.0	tr.	2.8	6.0	7.1	15.9	27.8	
Karkhe river													
Transparent solution	1,200	1,250	7.0	3.0	4.5	14.5	tr.	4.0	5.5	5.0	14.5	31.0	
Muddy water	6,000	1,280											
Sendai river(Tottori pref., Japan)													
May. 10, '77	—	71	0.3	0.2	0.3	0.8	tr.	0.2	0.3	0.3	0.8	37.5	
Oct. 1, '77	—	66	0.2	0.2	0.3	0.7	tr.	0.1	0.4	0.2	0.7	42.9	
Jan. 10, '78	—	60	0.2	0.1	0.3	0.6	tr.	0.1	0.3	0.2	0.6	50.0	

表-2 乾燥地現場でのライシメーターによる塩収支 (松本, 1988)

	Amount of irrigation water (ℓ)	Amount of drainage water (ℓ)	Total soluble salts(g)	Soluble cations and anions(me/ℓ)					
				Ca	Mg	Na	HCO <sub>3</sub>	Cl	SO <sub>4</sub>
Input(A)	680		681.6	2,130	4,686	2,471	1,874	2,769	4,643
Output(B)		55.2	443.7	1,208	2,404	2,435	338	1,364	4,345
(A)-(B)			238.9	922	2,282	36	1,536	1,405	298
(B)/(A)(%)			65.1	56.7	51.3	98.6	18.0	49.3	93.6



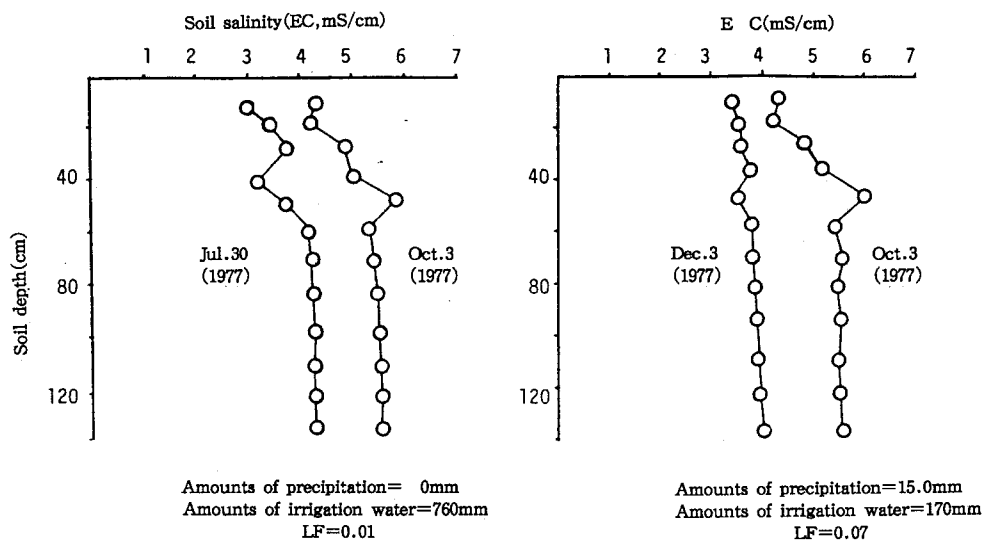


図-4 灌漑水量に対する排水量割合が土壌の塩類化に及ぼす影響(Matsumoto, 1985)

1%にすぎないというきわめて蒸発散量が多い状況のもとで、作物を栽培すると塩の土壌付加が急速に進行したことを示している。この場合、根圏域の土壌塩類化によって生ずる作物（この実験ではアルファルファを使用した）の減収は塩害がない場合に期待される収量の約25%減にあたるのが推定された<sup>17)</sup>。

一方、右の図は、塩類化した土壌がその後約2ヵ月間に170mmの灌水と15.2mmの降水量を得ただけで、これらの合計水量の7%に相当する排水量割合を記録し、排出される塩量が著しく増加したことによって土壌の塩類化が改善され、もとの非塩類土壌（土壌のECからみた塩類土壌の基準は、土壌の水飽和抽出液が4 mS以上の場合を塩類土壌としている<sup>18)</sup>）に修復されたことを示している。

上記の実験は7月30日から10月3日の高温乾燥期にあたる時期と10月3日から12月3日までの温暖湿潤期にあたる時期とで行ったものである。これらのライシメーター実験の結果を改めて示すまでもなく、乾燥地における伝統的な農法、すなわち、天水依存のドライファーマーミング (dry farming) が今日でも圧倒的に支持されている背景には、高温乾燥期における作物栽培がいかに塩類土壌を生成させやすいか、そして、その生成を避けるためには、いかに多量の灌漑水が必要であり、それが経済効率をいかに低下させるものであるかという事実があるからであろう。

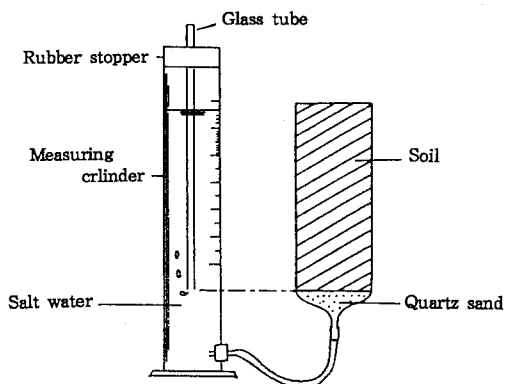


図-5 実験室内における土壌塩類化装置(松本, 1988)

### 3. 塩類集積過程の experimental pedology

土壌の生成過程は一般に長大な時間を要する。しかし、個々の生成要素、たとえば、土壌のグライ化作用などのように、実験室で簡単にモデル化できるものもある。土壌の塩類化も生成要素を抽出すれば、モデル化して短期間に塩類集積過程を追跡できる。すなわち、一定地下水位にある塩水の毛管上昇が土壌表面の蒸発によって駆動されるモデルを創製すれば、乾燥地圃場の灌漑による先の土壌の塩類化の重要な生成要素を抽出できると考えたのである。

図5は塩水（表1の secondary canalに示した水質にほぼ近いイオン組成とECをもつように市販の試薬品

を用いて調整した)を、一定の水位で土壌に毛管浸潤させて供給することができる装置としてのマリオット給水装置と土壌カラムを示している。土壌カラムに充填する土壌には重粘質な津の井土壌(津の井粘土、粘土鉱物はカオリン鉱物を主体としている)と砂丘砂(粘土含有量は0.5%ときわめて低い)の2種類を用い、土層の厚さは24cmとした。マリオット給水装置は体積表示を付したガラス円筒管を用いた。この装置を1セットとして、40℃、相対湿度35%±2%、無風の恒温・恒湿実験室に24セットを設置し、カラム土壌の表面が全体に湿潤した時点をも0週間目として、以後2~4週間ごとに上記実験室より土壌カラムを取り出し、土層を4cmごとに分取した土壌について種々の分析を行った。

図6および7は14週間にわたる塩水の毛管供給・上昇における蒸発量の積算値(蒸発量はマリオットタンクの塩水のレベル低下により求められる)と土壌表面(土層0~4cm部分をいう)における塩集積量を陽イオンの含量として求めたものを供試の両土壌でみたものである。

砂丘砂における土壌表層での塩集積量は、蒸発積算量とほぼ同じ勾配で経緯しており、また14週間を通じて蒸発積算量および塩集積量の増加率はほぼ一定している。これらの事実は砂丘砂におけるイオンの動態は土壌水の動きと密接に関係し、土壌水の動きとほぼ平行してイオンの動きも起こることを示している。土壌水とイオンの行動がほぼ同じパターンで推移する理由としては、イオン吸着体としての容量が砂丘砂では小さいことにあると考えられた。

これに対して、津の井粘土では、浸潤期間後期まで表層土の塩量は蒸発量よりも高い増加率で集積していき、その後集積量が停止あるいは若干減少傾向を示し、明らかに砂丘砂の塩集積パターンとは異なった。このことは、重粘な土壌中でのイオンの動態には土壌水以外に土壌粒子表面におけるイオンの吸着・脱着も関与し、時間の経過と共に吸着イオン量-脱着イオン量も増大するとみられる。したがって、この量が土壌水で運ばれた塩量に加わって表層土に沈積するため、その集積量の増加率は蒸発量よりも高くなると考えられる。

浸潤期間後期以後に認められる塩集積量の停止あるいはその漸減は土壌表面の集積塩によるクラスト形成(crust formation)が完了し、クラストが土壌表面から被膜となって浮き上がった時期と一致している。土壌表面から分離した塩被膜は土壌表面との間に3~5mmの気相部分を生成するために、あるいはクラスト内部に凝結水が付着して集積塩の一部が溶解するために、塩集積量が停止あるいは漸減しているものと思われる。実験室で得られたこのような塩のクラスト形成は乾燥地塩類

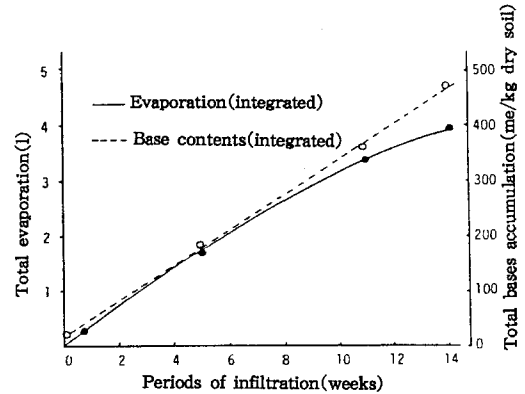


図-6 蒸発積算量と表層イオン集積量(松本, 1988)

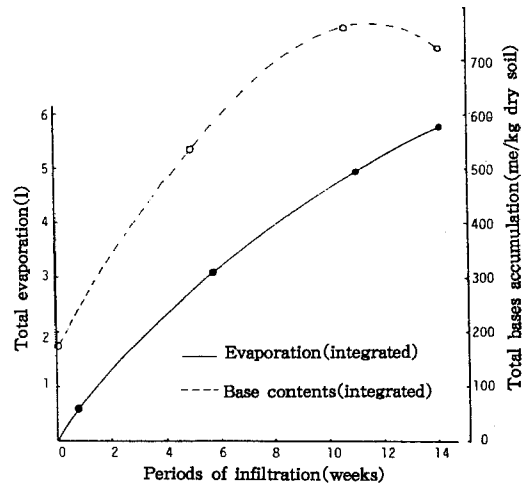


図-7 蒸発積算量と表層イオン集積量  
(津の井粘土)(松本, 1988)

土壌地帯ではごく普通に認められ、その形態的な特徴、すなわち2mm程度の厚さの塩クラストとそれに続く気相部分、さらにその下の土壌部分は直径2~4mm程度の団粒化した塩の屑粒状構造が発達している微細構造の形態的特徴は互いに酷似している。

図8は津の井粘土カラムを12週間にわたって経時的に順次取り出し、土層別に塩基の集積過程を追跡したものである。図中、soil depth 1, 2, ..., 6とあるのはカラム表層から4cmごとに分画した層位を示すもので、1は0~4cmの土層画分を表している。また、吸着態とは塩基が土壌粒子表面にイオン吸着して存在している形態のものをいい、1N-KCl溶液またはpH7, 1N-CH<sub>3</sub>COONH<sub>4</sub>溶液で置換浸出された塩基を意味している。さらに、遊離態とは塩基が土壌粒子とは独立して存

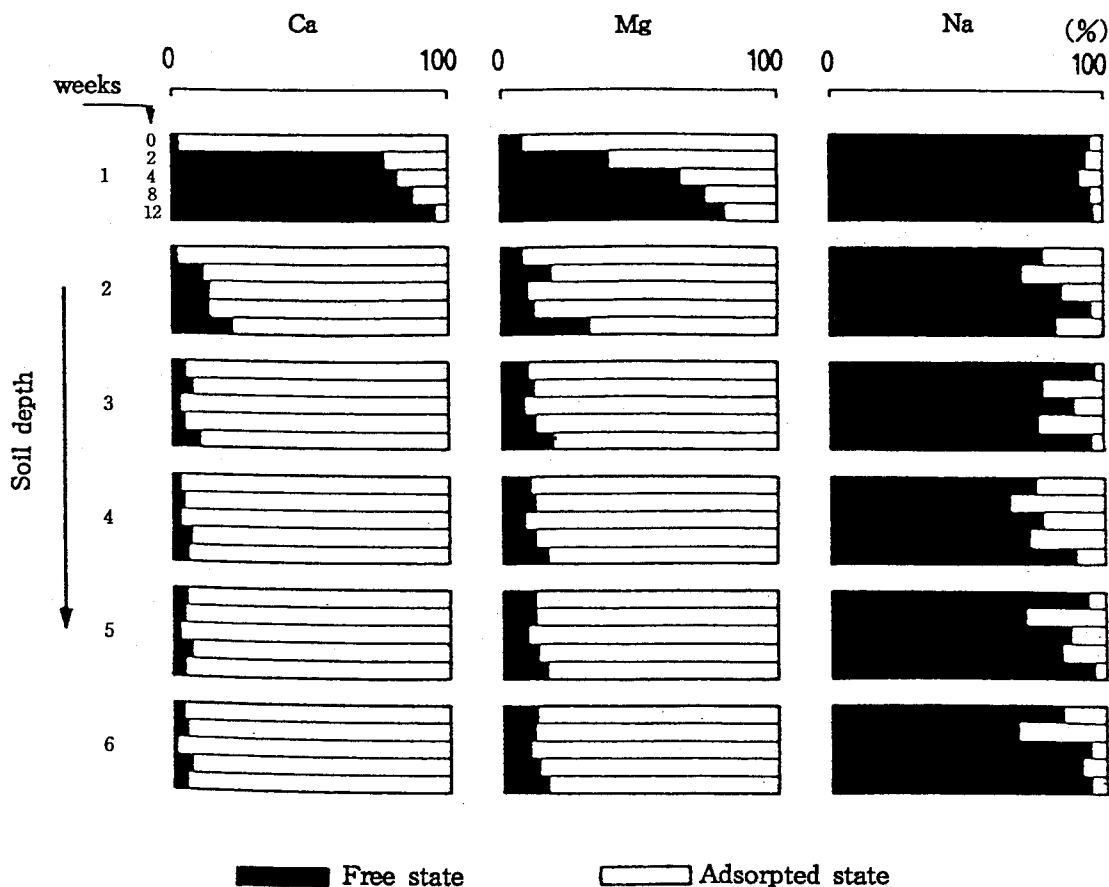


図-8 土壌カラムにおける陽イオンの形態別分布の経時変化(松本, 1988)

在しているもので、主として「塩」となって沈積しているか、土壌溶液中にイオンとして存在している形態のものを指している。遊離態塩基は土壌を脱イオン精製水で浸出されるものをもって遊離態とした。

図8から明らかなように、カルシウムおよびマグネシウムは、表層(0~4 cm)で浸潤期間が経過するにつれて次第に遊離態の占める割合が多くなっているのに対して、ナトリウムは浸潤初期からほとんど全量が遊離態で占められている。2層以下(8 cm以下)の土層ではカルシウム、マグネシウムともに吸着態の占める割合が多くなり湿潤期間が経過するにつれて若干遊離態が増加する傾向を示している。ナトリウムでは表層に比べて若干吸着態が増加しているが、大部分は依然として遊離態である。

これらの事実から、土壌カラム中にみられる塩基の経時的分布の変化はつぎのように説明できる。マリオット容器から一定水位で毛管供給された塩水中の塩基は土壌

カラムに入ると吸着力の大きいものから順に様に土壌粒子のカチオン吸着座に吸着される。この場合、吸着の順序は $Ca > Mg > Na$ であるので、カルシウムの吸着がまず起こり、ついでマグネシウムが吸着されるが、カルシウムより吸着が少し劣るので遊離態の存在がやや増加する。カルシウム、マグネシウムに比べて土壌への吸着力が著しく劣るナトリウムは遊離態として存在する割合が圧倒的に高い。

土壌粒子に吸着された塩基類は土壌表面で起こる激しい水分蒸発による土壌の部分的乾燥によって、土壌表面に近い部位から塩として吸着座から次第に脱着をはじめ。塩基の離脱により再び吸着容量を回復したイオン交換座では塩基の吸着が再び活発化する。このようにして、土壌のイオン交換座では、吸着-脱着-吸着のサイクルを繰り返しながら、湿潤期間の経過と共に土壌の表層では遊離した陽イオンと土壌への吸着が陽イオンに比べて一般に弱い陰イオンとの間で各種の塩が生成されるもの

と考えられる。

#### 4. おわりに

ナトリウムとカルシウムの土壌中での輸送と集積は塩類土壌の生成にきわめて重大に関与する過程であるが、世界の塩類土壌の種類が地域によって異なるのは、土壌中に本来どちらの物質が量的に優位であるか、すなわちその土壌の母材が何であるかによって決定されることが多い。一方、植物の培地として塩類土壌をみた場合には塩の種類よりも土壌溶液のECとpHが重要な指標になる。塩類土壌の中でも、もっとも土壌改良し難いとされるソロネツ(ナトリウム土壌)の改良がしばしば、溶解度定数のそれほど高くない硫酸カルシウム資材を用いることによって行われるようになったのは<sup>19)</sup>、塩類土壌の改良は単に過剰な塩類を土壌から強制的にリーチングすれば良いというものではないこと物語っている。すなわち、土壌粒子がナトリウムコロイドになって分散する結果、きわめて緻密な構造を生成し、土壌物理的にいってもきわめて劣悪な構造になっているナトリウム土壌の改良は吸着されたナトリウムを「徐々に」カルシウムで置換するが、その際、塩の生成を「最小限」に止めながら行うという思想がこの改良方法にはみられるのである。塩類土壌の改良は土壌中での化学反応を drastic に進めるのではなく、適当に反応に制御がかかる方法を取り入れて行かなければならないと考える。

#### 引用文献

- 1) Szadolcs, I.: Salt-Affected Soils, CRC Press Inc., 274p. 1989
- 2) 松本聰: 乾燥地における水利用と塩類集積, 地理学評論, 61. 155-169, 1988
- 3) 松本聰: 乾燥地における人為因子の影響とその問題点, ベドロジスト. 26. 173-186. 1982
- 4) Matsumoto, S.: Soil salinity under irrigation in the arid land of Iran, Proc. of Inter. Seminar on Environmental Factors in Agricultural Production., 175-185. 1985
- 5) Babcock, K.L.: Evidence for sodium fixation in salt-affected soils, Soil Sci. Soc. Amer. J. 24. 85-86, 1960
- 6) Bower, C.A. and Hatcher, J.T.: Characterization of salt-affected soils with respect to sodium, Soil Sci. 93, 275-280. 1962
- 7) Abrol, I.P. and Bhumbla, D.R.: Field studies on salt leaching in a highly saline sodic soil, Soil Sci., 115, 429-434, 1973
- 8) Darab, K., Csillag, J. and Pinter, I.: Studies on the ion composition of salt solutions and saturation extracts of salt-affected soils. Geoderma, 23, 95-100, 1980
- 9) Briant T. Bunting: The Geography of Soil, Lecture in Geography, Birkbeck College, University of London, Hutchinson Univ. Library, 213, 1966
- 10) Bower, C.A.: An index of the tendency of  $\text{CaCO}_3$  to precipitate from irrigation water. Soil Sci. Am. Proc., 29, 91-92, 1965
- 11) Bennett, A.C. and Adams, F.: Solubility and solubility product of gypsum in soil solution and other aqueous solution, Soil Sci. Soc. Am. Proc. 36. 288. 1972
- 12) Miyamoto, S.: Effects of bicarbonate on sodium hazard of irrigation water, Soil Sci. Soc. Am. J. 44, 1079-1084, 1980
- 13) Shainberg, J. and Pruitt, W.O.: Quality of irrigation water. Inter. Irri. Center, New York. 62p, 1978
- 14) Tanji, K.K. and Doneen, L.D.: A computer technique for prediction of  $\text{CaCO}_3$  precipitation in  $\text{HCO}_3^-$  salt solution, Soil Sci. Soc. Am. Proc. 30, 53-55, 1966
- 15) U.S. Salinity Laboratory Staff: Diagnostic and improvement of saline and alkali soils, USDA Handbooks No.6, New York, 485p, 1954
- 16) Hira, G.S. and Singh, N.T.: Irrigation water requirement for dissolution of gypsum in sodic soils, Soil Sci. Soc. Am. J., 44, 353-358, 1980
- 17) Doorenbos, J. and Pruitt, W.O.: Guidelines for predicting crop water requirement, FAO: Irrigation and drainage paper, 32-50, 1977
- 18) Buringh, P.: Introduction to the study of soil in tropical and subtropical regions, Center for Agricultural Publishing and Documentations, Wageningen, 118p, 1970
- 19) Gupta, R.K. and Abrol, I.P.: Salt affected Soils: Their reclamation and management for crop production, Adv. in Soil Sci. Vol.11, Soil Degradation, 223-288, 1990

(受稿年月日1992年12月28日)

## 水圏環境中における鉄・マンガンの挙動

青 山 勲\*

### Behaviour of Iron and Manganese in an Aquatic Environment

Isao Aoyama:

Research Institute for Bioresource Okayama University

#### Summary

This paper regards the behaviour of iron and manganese in an aquatic environment from the viewpoint of thermodynamics. The important oxidation states of metals are bi- and tri-valency for iron, and tri- and quadri-valency for manganese in water. The metal concentration is determined by certain environmental conditions, such as solubility of metals, thermodynamic states of pH, Eh and electron activity, other metal concentration in water, organic and inorganic chelate agents, organics, clay, carbonates, oxidizing agents and so on.

The behaviour of iron and manganese in lakes depends on the seasonal cycle of water mass, which causes changes in the dissolved oxygen concentration in water. Iron and manganese precipitate under the oxidation state and dissolve under the reduction state from sediments. Heavy metals in sediments (Cd, Zn, Pb, Ni, Cu) were determined by atomic absorption spectrometry. Correlation analysis among the metal concentrations in sediments was done. High correlation coefficients were obtained between two metals. Probability distributions of metal concentration in sediments were discussed. Most metal concentrations showed logarithmic normal distribution. Different chemical species of metals in sediments were partitioned into selective chemical fractions.

**Key words:** Aquatic Environment, Sediments, Behaviour of Fe and Mn, Chemical Species of Metals, Potential-pH Diagram, Redox Reaction.

(Soil Phys. Cond. Plant Growth, Jpn., 67, 11-18, 1993)

#### I はじめに

鉄とマンガンは地殻中ではアルミニウムに次いで多量に存在する金属である。マンガンは周期律表で第ⅦA族、鉄は第Ⅷ族に属する遷移元素で、いろいろな酸化状態を有しており、その環境内での存在形態も極めて複雑である。鉄酸化物は約6種類、マンガン酸化物は30数種類以上が知られている。水中では、鉄は2価と3価、マンガンは2価と4価の酸化状態が最も重要である。鉄やマンガンの土壌中での輸送といえども、土壌間隙水の移動によって起こるので、それらの水中での物理化学的存在形態が挙動を支配する主要な因子となるであろう。水中での金属の挙動は酸化還元電位、pH、配位子濃度、有機

物やSS量によって支配される。本稿では主として湖沼の底泥堆積物中の鉄、マンガンの挙動を中心に述べる。

#### II 鉄、マンガンの物理化学的存在形態

微量重金属は、鉄(Fe)やマンガン(Mn)およびそれらの水和酸化物等と共沈したりするので、鉄、マンガンの挙動はそれ自身が生物にとって必須元素であることと含めて、二重の意味で重要である。水中の金属濃度が何によって決定されるか、その支配要因をあげると、①対象とする金属の溶解度、②pH、Eh、電子活動度等の熱力学的状態、③他の金属の水中濃度、④有機、無機キレート剤等の錯イオン形成剤の濃度、⑤その他有機物、粘土、

\*岡山大学 資源生物科学研究所

キーワード: 水圏環境, 堆積物, 鉄とマンガンの挙動, 金属の化学種, 酸化還元反応, 電位-pHダイアグラム

炭酸塩、別の酸化物等が考えられるが、特にpH, Eh, 電子活動度は水中における金属の化学種を決定する最も

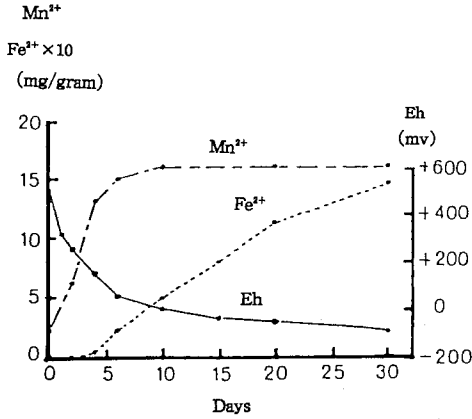


図-1 還元過程におけるFe<sup>2+</sup>, Mn<sup>2+</sup>の溶出

Fig. 1 Release of Fe<sup>2+</sup> and Mn<sup>2+</sup> from sediment under the process of reduction in water

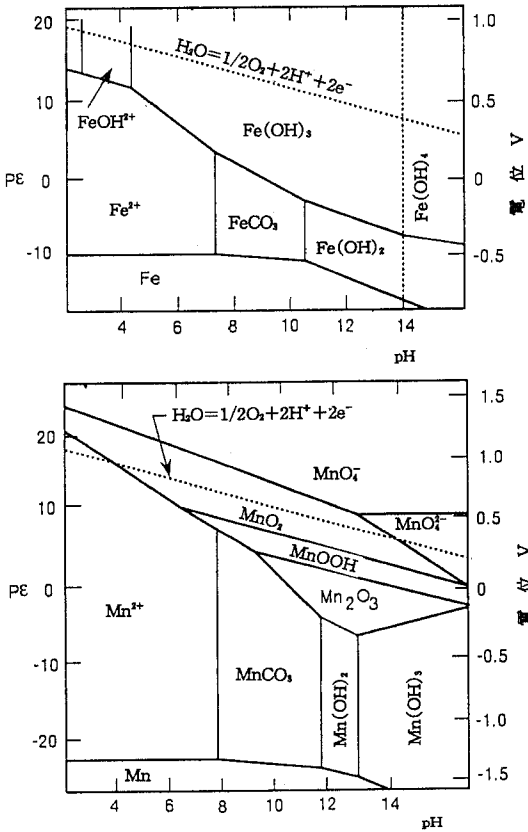


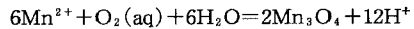
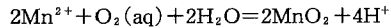
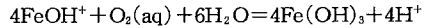
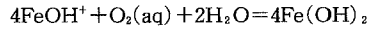
図-2 鉄、マンガンのpε-pHダイアグラム

Fig. 2 Potential-pH diagram of Fe and Mn

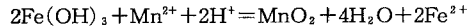
重要な要因となる。ピーカーに堆積物を入れ、酸化状態にある水の酸化還元電位(Eh)を徐々に低下させていったときに、水中のMn(II)およびFe(II)の濃度の変化を図-1に示す。Ehの低下とともに、先ずMn(II)濃度が上昇し、少し遅れてFe(II)濃度が上昇する様子が明確に示されている。これは鉄とマンガンの水中における安定度関係を示すpε(相対的電子活動度)-pHダイアグラムによって熱力学的に説明される。これを図-2に示す<sup>1)</sup>。

この図は鉄、マンガンの全濃度が2×10<sup>-3</sup>Mおよび可溶性金属イオン物質の活動度が10<sup>-5</sup>Mのときの金属-水系のダイアグラムであり、それぞれの金属の全濃度や、配位子の存在によって錯体の生成や、ダイアグラムの形が変わることは言うまでもない。Fe(III)イオンは、一般的にFe(II)イオンやMn(II)及びMn(IV)イオンより錯体をつくる傾向が強く、錯体形成の程度はpHに強く依存する。

図-2の鉄とマンガンのpε-pHダイアグラムはそれぞれの単独の水系における反応を図で示したものであるが、鉄とマンガンが水中に存在する場合を単純化して考えると、鉄とマンガンに対してそれぞれ次のような平行反応が考えられる。



両者が共存するとき、



上式の質量作用則で表現すると

$$[\text{Fe}^{2+}]^2 / [\text{Mn}^{2+}][\text{H}^+]^2 = 10^{-5.67}$$

となる。酸化条件の下で、マンガンはMn(II)とMn(IV)が共存しうる。鉄とマンガンが共存するとき、鉄はマンガンより早く酸化される。これらのことからFe<sup>2+</sup>はMnO<sub>2</sub>の強い還元剤として作用し、アルカリ、好氣的条件下で、反応は右の方に移ることが予想される。

### III 堆積物中の鉄・マンガンの存在形態

富栄養化のすすんだ湖沼では、ヘドロが堆積し、底泥は還元状態で黒色を呈している。児島湖の堆積物では地点別の平均強熱減量(I.L.)は7~9%で、底泥のpHは7.5前後、酸化還元電位(Eh)は-200~+65mV、全平均-106±32mVであった<sup>2)</sup>。

堆積物中の金属の存在形態を調べるのに、さまざまな方法<sup>3-5)</sup>があるが、ここでは種々の化学性をもった抽出液で、堆積物中の鉄、マンガンを分別溶出することによ

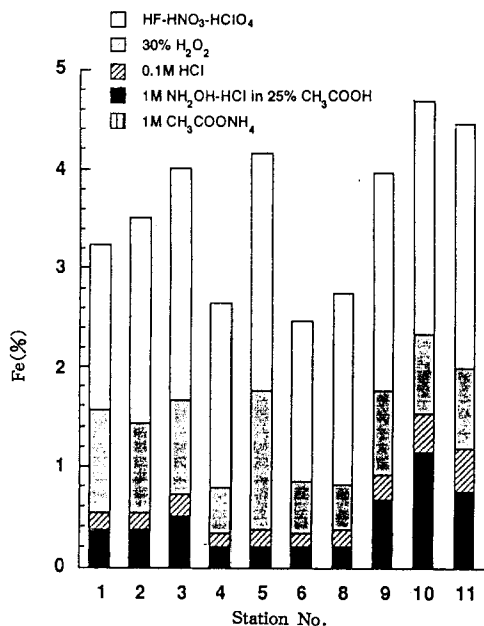


図-3 堆積物中铁の分画定量値

Fig. 3 Partitioning of iron into selective chemical fractions (% in dry matter)

て、その存在形態を調べた。その例を示す<sup>9)</sup>。堆積物は採取後風乾し、乾燥試料0.5gをガラス製遠心管に取り、次の抽出液①～⑤を用いて順次抽出残渣から金属を抽出した後、抽出液を原子吸光光度計で分析した。①1M酢酸アンモニウム ( $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ )：水溶性及び表面吸着している金属の抽出、②25%酢酸中の1M塩酸ヒドロキシルアミン ( $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ )：水和酸化物、酸化物、酸可溶性硫化物として存在する金属の抽出、③0.1M塩酸 ( $\text{HCl}$ )：硫化物として存在する金属の抽出、④30%過酸化水素 ( $\text{H}_2\text{O}_2$ )：有機物と結合している金属の抽出、⑤フッ化水素酸-硝酸-過塩素酸 ( $\text{HF}-\text{HNO}_3-\text{HClO}_4$ )：ケイ酸塩フラクションあるいは結晶格子中に結合した金属の抽出。堆積物中の鉄とマンガンの分画分析例をそれぞれ図-3、4に示す。図中Station No.1～11は児島湖内の堆積物を採取した11の地点を表している。堆積物中には1M- $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ で抽出される鉄つまり水溶性の鉄の存在比は皆無であった。水和酸化物、酸可溶性硫化物として存在比は5～25%で、有機物との結合態を含めると約50%を占める。残りの50%は通常では溶出しないケイ酸塩フラクションとして存在する。0.1M- $\text{HCl}$ 溶出による溶出量が少なく、30% $\text{H}_2\text{O}_2$ 溶液による溶出量の方が多いため、鉄は $\text{FeS}_2$ としてよりも $\text{FeS}_2$ として存在する量の方が多いためと推察される。

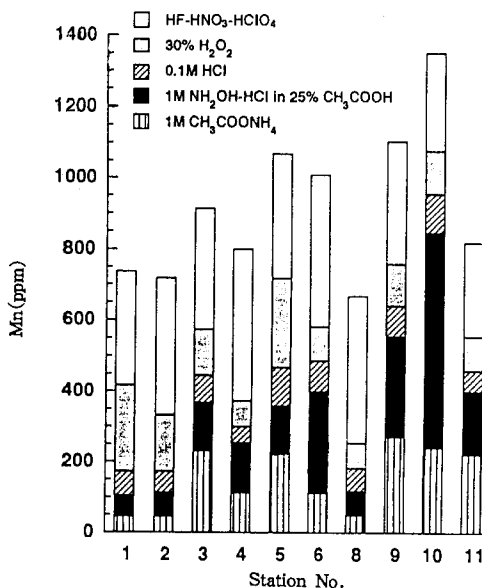


図-4 堆積物中マンガンの分画定量値

Fig. 4 Partitioning of manganese into selective chemical fractions (ppm in dry matter)

水中の鉄は生物に取り込まれ、有機物と結合し、堆積物中で分解される。そして全量の30～50%の鉄が酸化還元電位の変化で、水-堆積物の間で循環していると考えられる。

一方マンガンでは1M- $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ による溶出量が5～26%とかなり多く、 $\text{Mn}(\text{II})$ として交換しやすい形態で存在している。水和酸化物として存在すると考えられる比率は10～45%と高い存在比と示した。マンガンも鉄と同様にケイ酸塩フラクションとして存在する比率が高く、次節で述べるように、金属濃度と堆積物の分配係数との相関係数が小さいことを裏付けている。水中に存在する $\text{Mn}(\text{II})$ は酸化状態で、水和酸化物になり、共沈、吸着したり、またマンガンを取り込んだ生物体の遺骸が湖底に沈降、分解し、堆積物に取り込まれ、交換吸着態、水和酸化物、炭酸塩や有機物フラクションとして固定される。還元状態の下では、マンガンに吸着した水和酸化物の一部が再溶解し、再び $\text{Mn}(\text{II})$ として溶出する。このような堆積物中のマンガンの存在形態が変化する過程を熱力学的に考えると、堆積物においては次のような還元過程が考えられる<sup>9)</sup>。

- ①有機物の分解等により溶存酸素が消失する。
- ②硝酸イオン ( $\text{NO}_3^-$ )、亜硝酸 ( $\text{NO}_2$ ) の大部分が $\text{N}_2$ に還元される。

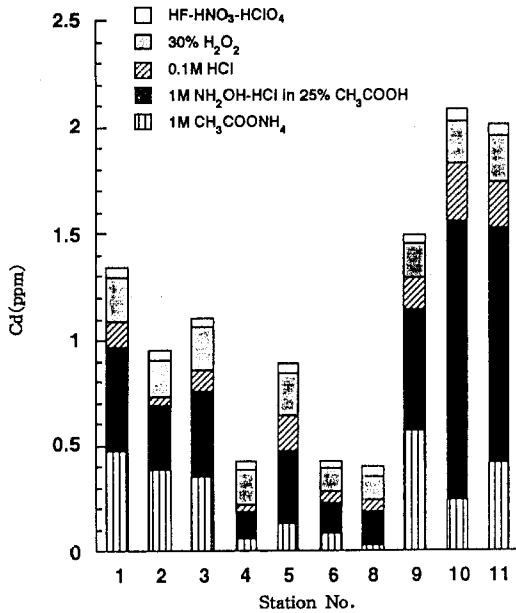


図-5 堆積物中カドミウムの分画定量値

Fig. 5 Partitioning of cadmium into selective chemical fractions (ppm in dry matter)

- ③Mn (IV) がMn (II) に還元され溶出する。
- ④Fe (III) がFe (II) に還元され溶出する。
- ⑤硫酸イオン (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) がS (II) に還元される。
- ⑥メタン (CH<sub>4</sub>) および微量のH<sub>2</sub>が生成する。

湖沼では夏と冬の停滞期には、深層水の溶存酸素の不足からEhが低下し、Mn (II) が溶出し、次いでFe (II) の溶出が始まるため、水中の濃度が増加する。春と秋の循環期には、表層水の溶存酸素の供給により、Fe (II) , Mn (II) が酸化され沈殿する。このような変化が1年間をサイクルに繰り返される。

カドミウム、鉛、亜鉛等の人為的な汚濁に帰因する金属類は、鉄、マンガンと比較して、ケイ酸塩フラクションの存在比が小さく、交換吸着態、水和酸化物、炭酸塩等の形態での存在比が高いのが特徴である。このような有害重金属の一例として堆積物中のカドミウムの分画値を図-5に示す。

#### IV 湖沼における鉄・マンガン及び有害重金属の分布と統計的特性

半閉鎖系である湖沼は河川を通して流入する種々の物質の受容体となる。湖沼における栄養塩物質の挙動に

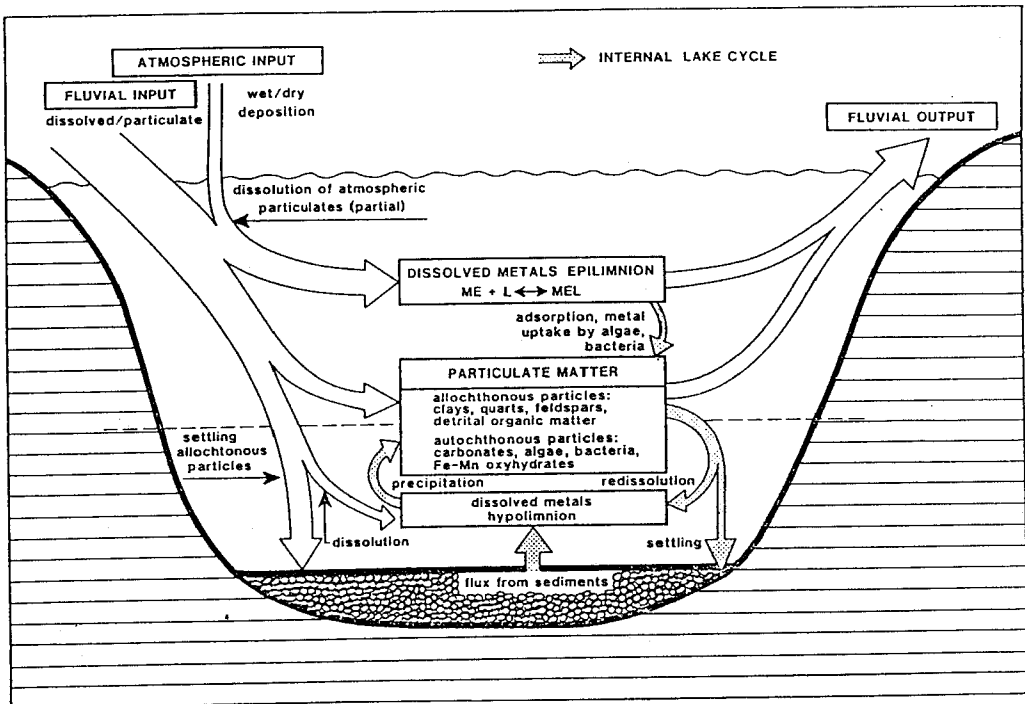


図-6 湖沼における微量金属の挙動

Fig. 6 Behaviour of trace metals in lakes



する研究は多いが、重金属の挙動に関する研究は少ない。鉄やマンガンは生物にとっては必須元素であり、その環境中における生態学的、地球化学的な挙動を熱力学的な立場から把握することは重要である。水圏環境中における金属の挙動は複雑な過程から成っており、これら素過程における現象の解明とともに、実際の環境の場におけるマクロな把握も重要である。湖沼のような閉鎖性、停滞水域では水中溶存成分は化学平衡に達しやすく、溶存重金属の一部は流入する懸濁粒子や、鉄やマンガン酸化物のような難溶性化合物とともに、あるいは動植物プランクトンあるいはバクテリア類に摂取された後沈降し、湖底に堆積する。そして堆積物中での有機物の分解過程で、あるいは酸化還元状態の変化で、金属類は可溶化して、再度水中へ溶出してくる。このような湖沼内の金属の循環モデルを図-6に示す<sup>9)</sup>。湖沼において物質の循環は気温変動による水の循環に伴う。一般的に湖沼においては図-7に示すように、季節による外気温の変動に応じて、水深方向での水温分布が生じる。冬期、および夏期には、水温による密度差により、表層から表水層、水温躍層、深水層に分離した停滞期が生じる。春期と秋期には、表水層の水温の変化と風による対流が生じて、表層から深層まで均一になる循環期が生じる。このとき表層の溶存酸素、深層の栄養塩類の上下移行が起こる。特に溶存酸素の移行は鉄やマンガンの挙動に強い影響を与える。湖沼における金属の挙動を示す一例として、岡山県南に位置する児島湖内における調査例に基づいて、鉄とマンガンの挙動を論じる。

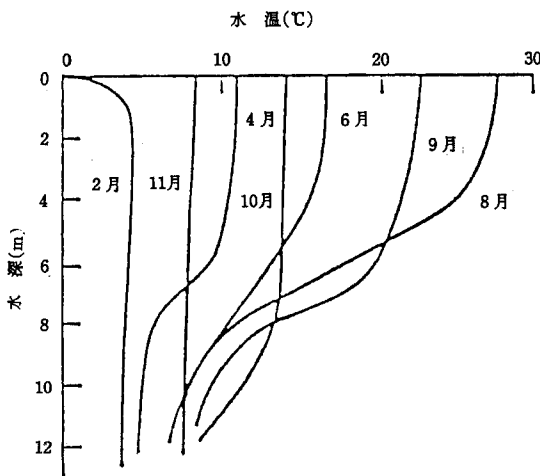


図-7 湖沼における水温の季節変化  
Fig. 7 Seasonal changes in water temperature profile in lakes

児島湖の湖内8地点及び、児島湖に流入する二級河川笹ヶ瀬川及び、倉敷川の河口部と河口から約1km上流の各2地点の合計12地点において毎月1回、湖水表層と底層及び堆積物を採取し、重金属濃度を原子吸光光度計によって分析した。12地点の平均値の月変化を図-8に示す。堆積物中の鉄、マンガン濃度は年間を通して大き

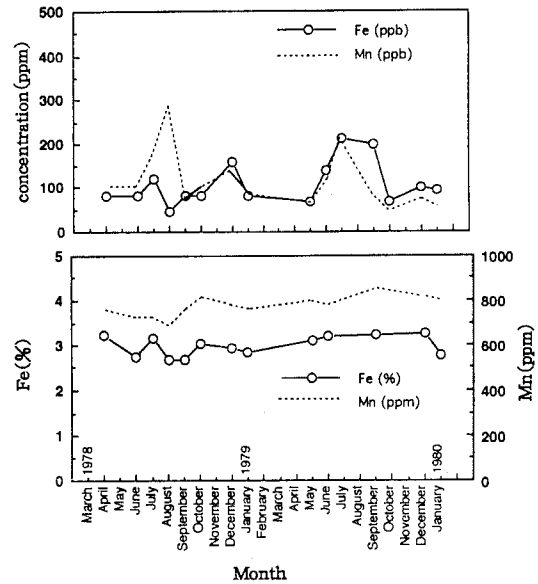


図-8 児島湖における表層水(上)及び堆積物中(下)の金属濃度の月変化

Fig. 8 Monthly change in metal concentration in Lake Kojima. the upper part - upper water, the lower part - sediments

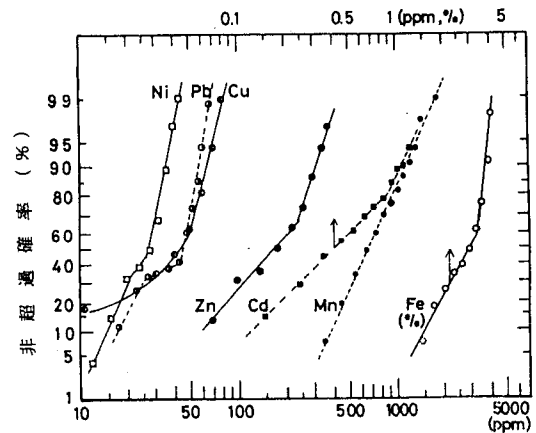


図-9 堆積物中重金属濃度の確率分布  
Fig. 9 Probability distribution of metal concentration in sediment

な変動は見られなかったが、両金属の月変化は同じ傾向を持って変化した。一般的には水中の金属濃度は夏と冬の湖の停滞期に高くなる傾向が見られた。湖水中の重金属濃度は流入河川水と堆積物からの溶出の影響を受けて変動しやすいの比べ、堆積物中の重金属濃度は長期的な変動の集積結果として反映され、短時間での濃度変動は小さかった。つまり堆積物中の含有量は絶対量が多いので、Ehの変化によって明確な濃度変動は見られない。試料の採取地点が近距離であっても変われば、堆積物中の金属濃度も変わることがあるので、短期間での有意な濃度変動を知ることは一般には困難である。堆積物中の金属は表層水からの供給と堆積物下層への拡散、堆積、続成作用、再溶出などにより動的な平衡状態にあると考えられる。全分析値の濃度の確率分布を図-9に示す。マンガン濃度は350~2000mg/kg、鉄濃度は1.5~4%の範囲にあった。堆積物中マンガン濃度の確率分布は明確な対数正規分布を示し、他の重金属については2つのピークを有する分布形となった。この理由は明確ではないが堆積物の重金属吸着能の異なる2種の底質(例えば砂質とヘドロ)が異なった地点で堆積しているためかと考えられる。実際には2つの河口部から児島湖の流出口(樋門によって水位調整が行われている)までの間の滞筋部分の底質は砂質が多く、水の停滞域にはヘドロが堆積している。あるいは、湖流や種々の物理的・化学的条件によって金属の沈殿、堆積が地域的に二極分化するようなことがあると、堆積物中の金属濃度の分布が2つのピークを持つようになると推測される。この図から分布の中

央値つまり超過確率で50%の値を読みとると、鉄は3.0%、マンガンは670mg/kg、亜鉛(Zn)は180mg/kg、鉛(Pb)は45mg/kg、銅(Cu)は42mg/kg、ニッケル(Ni)は28mg/kg、カドミウム(Cd)は0.40mg/kgであった。

2年間の分析値の平均値について、各分析項目の濃度の相関係数を表-1に示す。堆積物中の各重金属間の濃度の相関係数はMn-Ni間を除き、他のすべての金属間には危険率1%で有意に高いものであった。また各金属濃度と強熱減量(I.L.)との間の相関性も高く、これは重金属類と有機物との結合性を示唆した。この関係はNiを除き、各金属とリン(P)との相関関係にも現れている。堆積物中のリンは堆積した植物プランクトンを起源とすると考えられ、その分離過程で生じる種々の有機物、例えばフミン酸、フルボ酸と重金属との強い結合がリン濃度を重金属濃度との相関係数を高めることになる。しかしリンとI.L.との相関関係は統計的に有意ではなかった。この理由はI.L.の分析値の中には、有機物の燃焼による水分や炭酸ガスによる重量損失が主要な部分を占めるが、一部は他の無機成分による増減があるので、I.L.の値がそのまま有機物量を表すものではない。また一方、リンの含有量についても生物起源のものと同様無機起源のものが混在することが考えられ、両者はそれぞれに一部の有機物含有量を反映するものではあるが、両者間についてはむしろ独立な存在であることによるものと考えられる。またリン化合物、例えばリン酸第二鉄と重金属との直接的な結合により、共沈して水中

表-1 底泥中の重金属濃度の相関係数  
Table1 Correlation coefficients among metal concentrations in sediment

	I.L.	T-P	Fe	Mn	Cd	Zn	Cu	Pb	Ni	Eh
I.L.										
T-P	0.531									
Fe	0.966	0.676								
Mn	0.706	0.874	0.839							
Cd	0.880	0.795	0.912	0.785						
Zn	0.862	0.754	0.885	0.722	0.967					
Cu	0.944	0.702	0.952	0.751	0.978	0.976				
Pb	0.961	0.661	0.974	0.764	0.956	0.942	0.988			
Ni	0.974	0.537	0.964	0.700	0.888	0.875	0.949	0.976		
Eh	-0.633	0.001	-0.590	-0.217	-0.408	-0.412	-0.531	-0.567	-0.666	
Kd	-	-	0.506	0.648	0.978	0.969	0.841	0.939	0.815	

自由度: 10

の重金属が底泥として堆積したものと考えられる。これは、湖水の濾液と原水との濃度を比較すると、表層水では鉄は後者が前者の約7倍、底層水では10倍以上の高濃度であったことからもうかがい知ることができる。底泥の酸化還元電位と他の成分との間ではどれも負の相関となった。5%の危険率で有意なものはI.L., Fe, Niであった。

このようなデータから児島湖底泥における重金属の挙動を次のように説明することができよう。既に述べたように底泥のpH7.5前後、酸化還元電位は-200~65mVの範囲内を変動し、各地点ごとに2年間の平均をとると-85~151mVであった。鉄やマンガン及びそれらの水和酸化物と共沈した微量重金属、さらに沈澱した植物プランクトンの分解時に溶出する重金属の挙動は、pHとEhの変化に伴って影響を受ける。底泥中の微生物的活動によって堆積物はⅢ節で述べた還元過程をたどる。実測した堆積物中のpH, Ehの値によれば、pH-Ehの熱力学的関係から児島湖では既に前述の④の過程までは進んでいることが推察される。このことはEhの変化と水中の鉄、マンガン濃度とを比較すると、Ehが低下するとそれにほぼ対応して水中の鉄、マンガン濃度も増加していることからわかる。しかし堆積物中の含有率は絶対量が多いので、そのこと自体が直ちに堆積物中の鉄、マンガン濃度の変化となっては現れてはこない。水中の鉄、マンガン濃度が影響を受けるのは堆積物表層の薄層の部分のEhであると考えられる。上述の底泥のEhと金属濃度とが負相関になる理由について次のように考えられる。下層部の堆積物のEhは表層よりもいっそう低く、⑤の段階まで還元がすすみ、S(-II)が生じることにより、重金属は難溶性硫化物を形成し、堆積物中に保持される。そのため、Ehの低下つまり還元過程とともに重金属濃度が増加するものと考えられる。そしてこのEhを規定する要因の一つがI.L.を指標とする有機物含有量であると考えられる。児島湖には樋門の開閉に伴って海水が流入しており、底層部には十分な量のSが存在しており⑤の過程へ容易に進んでゆくことが予想される。

上述のような鉄、マンガンの挙動が推測されるため、これらの金属と他の金属類とは少し異なった動態が予測される。表1に示した重金属濃度間の相関係数値を見ると、特にマンガンは他の金属間の相関係数と比べると明らかに低い値となっている。また各金属と分配係数(Kd)との相関関係を見ると、鉄とマンガンだけが0.7以下の値で、次いでNiが0.815、他の重金属は全て0.84~0.98と極めて高い値を示した。金属濃度と分配係数の相関係数値だけから論じることがはむずかしいが、底泥と水相との間の分配係数の定義から考えると、鉄およびマ

ンガンの堆積物中での存在形態は前節での分析結果が示しているように、他の重金属と異なり、堆積物中無機イオンとのイオン交換的な吸着部分はむしろ少ないことが推察される。

### ⑤ おわりに

水中や土壌水中における金属濃度が何によって制御されるのかを知ることは、土壌の肥沃度や改良技術にとって重要である。またその金属が有害金属である場合にはそれら処理、管理、制御するさまざまな技術的手法を検討する上にも極めて重要である。

鉄とマンガン自身は有機物や有機化学物質のように分解しない保存性物質であるが、それらの水圏環境における時間的、空間的分布を、流入濃度、初期濃度、あるいは水理特性などの条件だけでは簡単に予測することはできない。水中や堆積物中におけるpH, 酸化還元電位、生物学的条件、共存する金属、配位子濃度、溶存酸素濃度が物理化学的な条件を決定し、種々のイオン、錯体の形態を決定する。さまざまな要因が鉄とマンガンの存在形態の決定に影響を与えるが、最終的には電子状態

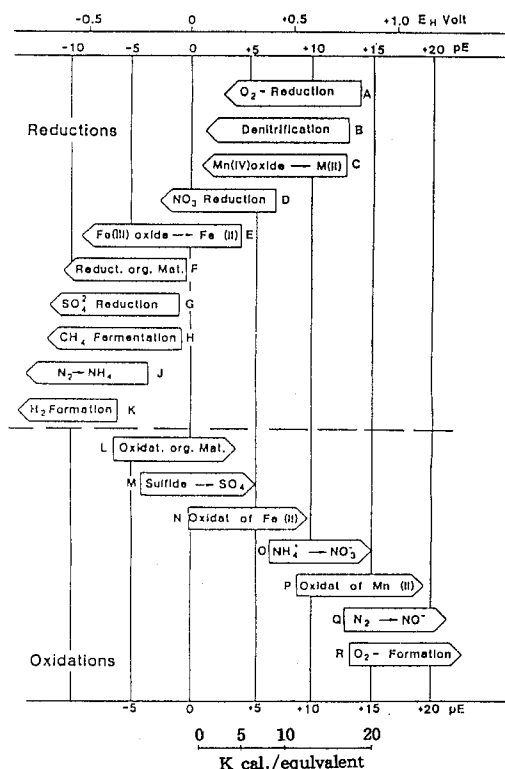


図-10 酸化還元過程  
Fig. 10 Sequence of redox reaction

が最も重要であり、それは酸化還元電位が決定する。そしてその電位を決定する別のさまざまな要因が環境中に存在する。環境の酸化還元状態の変化によって、鉄とマンガンの存在形態がどう変化するのかその代表的な状態を図-10に示す<sup>8)</sup>。水圏環境中における金属類の存在形態は、多くの環境要因によって影響を受けるが、それらの要因についての情報が限られている時、この図から水中の酸化還元電位がわかれば、鉄とマンガンのおよその化学的状态が推測できる。

- 1) 安部喜也, 半谷高久 訳: 一般水質化学 下  
(Aquatic Chemistry by W. Stumm and J.J. Morgan) 共立出版株式会社. pp. 495 (1974)
- 2) 青山勲, 西崎日佐夫: 湖沼における重金属の分布と動態. 生態化学4 (1). 61-73 (1981)
- 3) Y, Kitano, M. Sakata and E. Matsumoto  
Partitioning of heavy metals into mineral and organic fractions in a sediment core from Tokyo Bay. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 44: 1279-1285 (1980)
- 4) Y, Kitano and R. Fujiyoshi: Selective chemical leaching of cadmium, copper, manganese, and iron in marine sediments. *Geochem. j.*, 14:113-122 (1980)
- 5) Isao Aoyama, Yoshiko Urakami and Osami Kawara: Local Redistribution and Partial Extraction of Heavy Metals in Bottom Sediments of An Estuary. *Environ. Pollution. Ser. B*. 4:27-43 (1982)
- 6) 中島進, 森井ふじ, 青山勲: 児島湖堆積物中の重金属元素 (鉄, マンガン, カドミウム, 鉛, 銅, 亜鉛, コバルト, ニッケル, ヒ素) およびリンの分別挙動, 文部省科研費「環境科学」特別研究「児島湖集水域」研究報告, 代表 青山勲. 75-90 (1981)
- 7) 小山忠四郎: 湖沼における浄化作用, 用水と廃水. 18: 59-69 (1976)
- 8) W. Salomons and U. Forstner: Metals in the Hydrocycle. Springer Verlag. pp349. (1984)  
(受稿年月日1993年1月29日)

## 土壌中での重金属の形態と挙動

飯 村 康 二\*

### Chemical Forms and Behavior of Heavy Metals in the Soil

Koji Iimura

Faculty of Agriculture, Tottori University

#### Summary

Heavy metal ions in the soil solution are considered to be in equilibrium with the complexes of soluble ligands, exchangeable ions, what adsorbed on hydroxides of Al and Fe, and aluminol group of allophane, and the complex of humic substances and insoluble metal compounds.

Equilibrium equations derived from the law of mass action and donnan's equilibrium theory fitted with Ca-Zn and Ca-Cd exchange on montmorillonite, while Gapon's equation did not.

The solubility decrease, due to the fall of the redox potential of soils which causes sulfides to form, was most prominent in Cd.

Fractionation of heavy metals in the soil showed that the amount of Cu was relatively high in the humus complexes and that of Cd was so in the exchangeable form, while that of Zn was relatively low in the fractions which react directly with soil solution. Soil contamination by heavy metals raised relative amounts of these fractions.

The concentrations of metals in the percolated water of uncontaminated paddy soil in lysimeter experiments were about the same as those in clean streams. The income and outgo of Cd in the soils used in the experiments were most severely influenced by the redox state of the soils through the uptake by rice plants, while the incomes of Cu and Pb balanced their outgoes approximately.

Key words : heavy metal, soil pollution, ion exchange, specific adsorption, complex compound, coordinate bond

(Soil Phys. Cond. Plant Growth, Jpn., 67,19-27,1993)

#### 1. はじめに

重金属とは一般に比重5.0(或は4.0)以上のものをさす。Fe, Mn, Cu, Zn, Mo或はCoのように植物或は動物の必須元素も多く、不足すれば欠乏症状を、過剰の場合にも生育障害を起こす。またその過剰や欠乏が作物よりもそれを食する人間や家畜の健康に被害を及ぼす重金属もある。水稲におけるCdや、牧草におけるCoやMoなどがその例である。Cd, Cu, およびメタロイドのAsは農用地土壌汚染防止法において特定有害物質に指定されている。汚染物質としての重金属特にCdについては本誌に報告した<sup>1)</sup>。ここではCdのほか、Cu, Zn, Pb等を対象

\*鳥取大学農学部

キーワード：重金属, 土壌汚染, イオン交換, 特異吸着, 錯化合物, 配位結合

にする。また移動, 集積よりもむしろそれを支配する要因としての, 土壌固相表面との化学的な反応に重点を置いて考察する。

#### 2. 岩石, 河川, 土壌中の重金属含量

表1にいくつかの元素の自然含有量をしめす。地殻のデータはTaylor<sup>2)</sup>, 頁岩はTurekian<sup>3)</sup>, 河川はWedepohlおよびTurekian<sup>4)</sup>による。河川の数値は収録時までのデータをもとにした近似的推定値である。土壌は日本のデータを集録したもの<sup>5)</sup>である。Bowen<sup>6)</sup>は、これらの一部を含む広範な集録を行い、邦訳されている。日本の土壌

表-1 岩石, 河川, 土壌中の重金属含量  $\text{mg L}^{-1}$  (河川は  $\mu\text{g L}^{-1}$ )<sup>2-5)</sup>

元素	地殻	頁岩	河川	土壌 (日本)	元素	地殻	頁岩	河川	土壌 (日本)
Cr	100	90	1	50(3.4~810)	As	1.8	13	2	11 (0.4~70)
Co	25	19	0.2	10(1.3~116)	Mo	1.5	26	1	2.6 (0.2~11.0)
Ni	75	68	0.3	28(2 ~660)	Cd	0.2	0.3	0.1	0.44(0.03~2.53)
Cu	55	45	7	34(4.4~176)	Hg	0.08	0.4	0.07	0.28(N.D.~5.36)
Zn	70	95	20	86(9.9~622)	Pb	12.5	20	3	29 (5~189)

の集録値は平均値 (Bowenの集録では中央値), 範囲ともBowenの世界の集録値とはほぼ重なり合う。変動が非常に大きい, 平均値をみると地殻より頁岩に多い元素は土壌中でも地殻よりも多く, 少ない元素は土壌でも少ない傾向がみられ, 環境中での動態を示唆している。

河川は地殻や頁岩と土壌を結ぶものである。土壌溶液と河川の関係は不明な部分もあるが, 流域の土壌や母材の組成などを反映し, また少なくとも水田土壌は, 河川と平衡状態にあると考えられる。

### 3. 土壌中の重金属の存在状態

土壌中の重金属の存在状態はまだ完全に理解されているとはいえないが, 図1<sup>7)</sup>の様に, 固相においてはいくつかの形態に分布し, それらが土壌溶液を介して平衡状態にあると考えられる。

#### 1. 土壌溶液中の重金属

土壌溶液中の重金属も単純なイオンでなく, 可溶性の有機および無機配位子Lと結合した錯体とイオンが共存する。Cuは99%が可溶性錯イオンとして, またZnも大半は錯化合物として存在する<sup>8-10)</sup>。可溶性有機配位子として, 透析性のものと非透析性のものがあり, 前者はおもに可溶性の有機酸, 錯化合物の安定度の高い後者としてはフルボ酸が考えられている。錯化合物の安定度定数も銅が高い。

#### 2. 重金属と土壌固相との反応

##### 1) イオン交換反応

図1の②は粘土のほか腐植酸やフルボ酸によるカチオン交換反応である。モンモリロナイトを用いてCa-Zn及びCa-Cd交換平衡実験を行い, 3つのイオン交換平衡式即ちDonnan平衡理論から導かれる式, 質量作用の法則から導かれるKerr<sup>11)</sup>の式, 及びGaponの式<sup>12)</sup>の妥当性

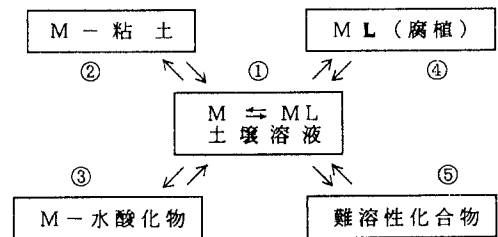


図-1 土壌中の重金属平衡

M: 重金属, L: 可溶性配位子

L: 不溶性配位子(腐植)

を検討した結果を表2に示す。Gapon式は, 吸着相において1個のNaも2個のCaも同じように行動すると仮定して得られた式であるが, 拡散二重層理論からも導かれている<sup>13)</sup>。

Donnan平衡式は平衡定数 (選択係数) を  $K_D$  とすると次のように表される。

$$\frac{\sqrt{[\text{Ca}^{2+}]_o} \sqrt{[\text{Cd}^{2+}]_i}}{\sqrt{[\text{Ca}^{2+}]_i} \sqrt{[\text{Cd}^{2+}]_o}} = K_D$$

ただし  $[\text{Ca}^{2+}]_o$  等は溶液相の,  $[\text{Ca}^{2+}]_i$  等は吸着相のイオン濃度 (モル) である。

Kerrの式は次のように表される。

$$\frac{[\text{Ca}^{2+}]_o [\text{Cd}^{2+}]_i}{[\text{Ca}^{2+}]_i [\text{Cd}^{2+}]_o} = K_K = K_D^2$$

一方Gaponの式は次のように表される。

$$\frac{\sqrt{[\text{Ca}^{2+}]_o} [\text{Cd}^{2+}]_i}{[\text{Ca}^{2+}]_i \sqrt{[\text{Cd}^{2+}]_o}} = K_G$$

この場合吸着相は当量濃度で表す。

表2にみられるようにCa-Zn, Ca-Cd交換ともDonnan平衡式或はKerrの式がよく適合し, 平衡定数はほぼ

表-2 モンモリロナイトによるCa-Zn, Ca-Cd交換平衡<sup>7)</sup>

NO.	Ca <sub>o</sub>	Ca <sub>i</sub>	Zn <sub>o</sub>	Zn <sub>i</sub>	K <sub>D</sub>	K <sub>K</sub>	K <sub>G</sub>	Ca <sub>o</sub>	Ca <sub>i</sub>	Cd <sub>o</sub>	Cd <sub>i</sub>	K <sub>D</sub>	K <sub>K</sub>	K <sub>G</sub>
	mmol L <sup>-1</sup>	mmol Kg <sup>-1</sup>	mmol L <sup>-1</sup>	mmol Kg <sup>-1</sup>				mmol L <sup>-1</sup>	mmol Kg <sup>-1</sup>	mmol L <sup>-1</sup>	mmol Kg <sup>-1</sup>			
1	9.36	423	0.74	32	0.98	0.96	0.27	9.02	463	0.84	21	0.70	0.49	0.15
2	8.23	376	1.80	84	1.01	1.02	0.48	7.62	450	2.07	54	0.66	0.44	0.23
3	7.22	317	2.95	128	0.99	0.99	0.63	6.89	356	3.24	95	0.75	0.57	0.39
4	5.92	289	4.00	183	0.98	0.94	0.77	5.63	324	4.45	131	0.71	0.51	0.45
5	4.72	251	5.04	233	0.93	0.87	0.90	4.39	290	5.63	174	0.69	0.46	0.53
6	3.70	192	6.14	286	0.95	0.90	1.16	3.26	244	6.68	226	0.68	0.45	0.65
7	2.64	136	7.27	337	0.96	0.90	1.49	2.31	176	7.62	295	0.71	0.51	0.92
平均					0.97	0.94	(0.81)					0.70	0.49	(1.47)

Wyoming bentonite < 2 μm, < 200mesh. I=0.03

表-3 ゲータイト及びギブサイトによる重金属の吸着と、2.5%酢酸抽出<sup>17)</sup>

	pH	M <sup>2+</sup>	H <sup>+</sup>	M <sup>2+</sup>	H <sup>+</sup> 放出量	抽出割合
		吸着量	放出量	抽出量	M <sup>2+</sup> 吸着量	
		μmol	μmol	μmol	%	
Cu-ゲータイト	5.2	4.56	5.73	4.43	1.26	97.3
Cu-ギブサイト	5.2	2.53	1.88	2.45	0.75	96.9
Zn-ゲータイト	7.0	4.73	8.65	4.11	1.83	86.9
Zn-ギブサイト	7.0	3.75	6.15	3.60	1.70	96.2
Cd-ゲータイト	7.4	4.09	7.89	3.46	1.94	84.8
Cd-ギブサイト	7.4	3.92	6.46	2.76	1.65	70.6

一定となるが、Gaponの式は平衡定数が傾向的に変化する。平衡定数はZnの場合はほぼ1となり、殆どエネルギーの授受なしに交換が行われることを示している。Ca-Cd交換において平衡定数が1より小さいのは、溶液中のCdの一部がCdCl及びCdCl<sub>2</sub>のようなchloro錯体となり、イオン濃度が低下したためと考えられる。等価イオン同士の交換平衡については、例えばMg-Cu系で同様な結果が得られている<sup>16)</sup>。

土壌のCd吸着についても、Ca-Cd或はNa-Cd交換吸着を仮定して土壌溶液と吸着相間の平衡を計算するとDonnan平衡式或はKerrの式がよく適合する。土壌の場合平衡定数が1より大きく<sup>7, 15)</sup>、イオン交換以外の特異吸着が同時に作用していることによると考えられる。

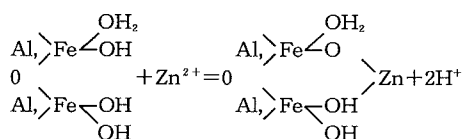
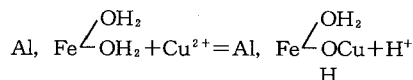
## 2) 特異吸着1. 水酸化物との反応

ゲータイトFeOOH, ギブサイトAl(OH)<sub>3</sub>, アロフェンのAluminol基等との反応では、多くの研究が行われ、多くの吸着機構が提案されている。この反応には次のような特徴が認められる(例えばForbs等<sup>16)</sup>)。

①金属1モルの吸着に伴って、1或は2モルのH<sup>+</sup>を遊離する。一見イオン交換だが、過剰の塩類の存在下で

も起こり、配位結合(酸素→金属)と考えられる。②吸着媒のZPCより低いpHで吸着量が顕著に増大する、pH依存性を示す。③吸着される金属から見ると、加水分解し易いほど、即ち水酸化物の沈澱するpHが低いほど吸着され易い。

重金属の形態分布の測定法の検討において、酢酸によってこの形態のものが溶出するか否かを確認するために行った実験結果によると、Cuの吸着ではpH5.0において1モルのH<sup>+</sup>を放出するが、Zn, Cdでは2モル放出する(表3)。ゲータイトのZPCは8.1, ギブサイトのそれは9.5と報告されている<sup>17)</sup>。この結果から反応は次のようなものと考えられる。



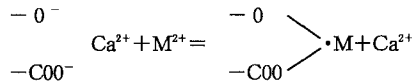
低濃度条件下でpHが上昇すれば、Cuにおいても2モルのH<sup>+</sup>を放出すると考えられる。上記の高pH条件下の反応による結合は活性化エネルギーを要し、イオン交換の様な可逆反応ではなく、脱着の過程はきわめて遅い<sup>19)</sup>。また低pHでのZnの吸着は非特異的な交換反応であると報告されている<sup>20)</sup>。

3) 特異吸着2. 土壌腐植との結合

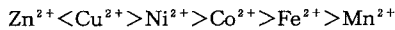
腐植物質のカルボキシル基、フェノール性水酸基等と次のように反応する配位結合で、解離していない基と反応すればH<sup>+</sup>を放出する。

この結合の安定度定数は、配位子の存在下と不存在下でイオン交換樹脂への吸着を測定する等の方法で求める。

同一の単純な配位子と金属との結合の安定度定数の大



きさは次のようなIrving-Williamsの順序に従う。



武長ら<sup>21)</sup>による腐植酸と重金属の錯体(キレート)の安定度定数の測定例(pH5.0)を示すと次の通りである。

Cu <sup>2+</sup>	Ni <sup>2+</sup>	Zn <sup>2+</sup>	Fe <sup>2+</sup>	Cd <sup>2+</sup>	Mn <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>
12.60	7.63	7.15	6.41	5.45	0	0	0

土壌有機物との錯体形成の安定度定数の測定値は、測定者あるいは試料によってかなり異なる。このことは腐植の組成の違い、例えばNやS含量の違い等によってある程度説明される<sup>19)</sup>

4) 難溶性化合物の溶解平衡—還元に伴う溶解度変化

土壌中での存在が考えられる難溶性化合物としては、酸化物或は水酸化物、炭酸塩、リン酸塩等がある。土壌溶液と河川水の濃度レベルが同じであると仮定すると、これらの化合物はいずれも表1の河川水のような濃度までは低下し難い。最も重要な難溶性化合物は土壌の還元に伴って生成する硫化物と考えられる。

図2<sup>7)</sup>は土壌の湛水インキュベーションによる酸化還元電位の変化と重金属の溶解度の低下を示すもので、図中の式は、硫酸—硫化物系の酸化還元電位の変化に伴う組成の変化を示す。

Cdの溶出割合の変化については既に報告した通りで、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>-H<sub>2</sub>S系の組成変化と酸化還元電位の変化を示す曲線と一致し、硫化物生成による濃度低下が明瞭である。

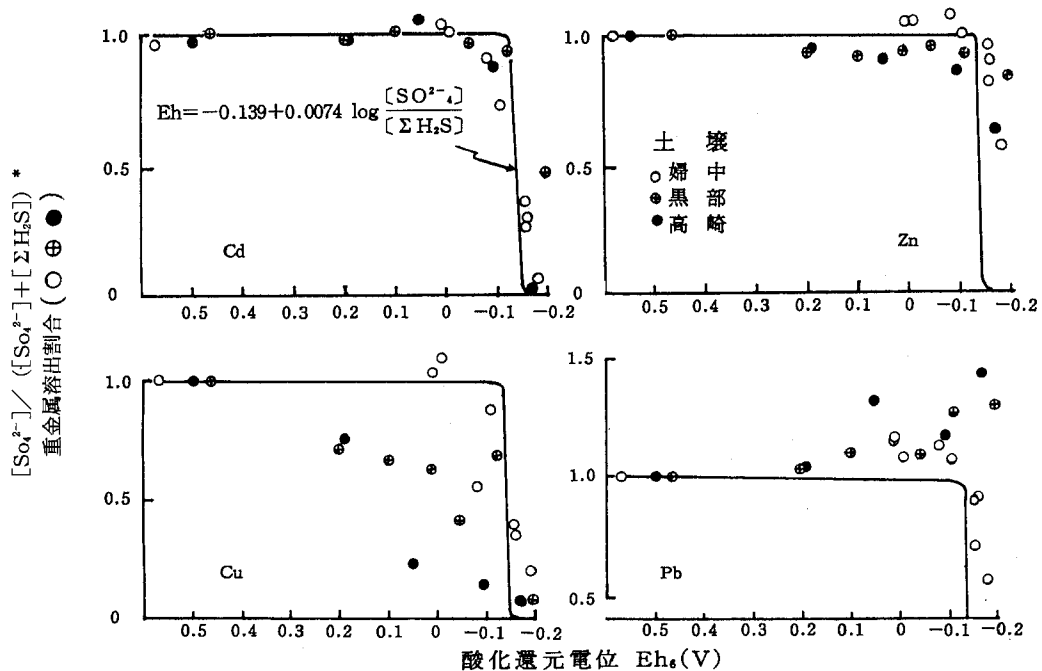


図-2 土壌の酸化還元電位の変化に伴う硫酸—硫化物系の組成及び重金属溶出割合の変化  
\*左上の図中に示した理論式から計算  $\Sigma H_2S = [H_2S] + [HS^-] + [S^{2-}]$



Znは溶出量が十分低下しない。硫酸が量的に不足するためと考えられる<sup>7)</sup>。

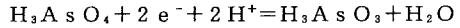
Cuは還元状態では硫化物の生成より高い電位で、Cu<sup>+</sup>を経るか、または直接に（濃度の高い場合）金属Cuに移行する。還元に伴うCuの濃度変化は一部はこれによって説明できる。婦中の土壌ではCdとほぼ同じ行動をとる。しかし、CuSの溶解度が極めて低いにもかかわらず、後述のライシメータ試験の浸透水中濃度は10<sup>-7</sup>molのオーダーで、Cu<sub>s</sub>の生成によっては説明できない。

PbSはCdSと同程度の溶解度であるが、婦中の土壌を除くと溶解度の上昇が見られるなど、説明がつかない部分がある。濃度低下の一部は湛水下で多量に生成する炭酸塩としての沈澱で説明される。

全体として、硫化物はCdに対する濃度が圧倒的に大きいために湛水還元下の濃度変化を明瞭に規制するが、他の金属に対しては硫酸塩の量比が小さく、またCuの

場合には単体Cuが生成するために、還元による濃度低下が不明瞭になると考えられる。土壌の酸化還元に伴う各金属の溶解度の上記の様な変化は、ライシメータ実験における水稻体中の濃度変化とも一致し、Cdは幼穂形成期以降降水による吸収量の増大が最も顕著である<sup>7)</sup>。

なおAsは土壌の酸化還元状態の変化に伴って



の様に変化し、H<sub>3</sub>AsO<sub>3</sub>の溶解度が高い（毒性も強い）ために、Eh=0 mV前後から溶出量が增大する<sup>1)</sup>。

この様にAsはCdと酸化還元に対して溶解性が反対になり、透水のよい水田土壌では、表4の森下<sup>2)</sup>の測定データが示すように、還元状態の表層で溶解して酸化の下層に移動し、AsO<sub>4</sub>として沈殿集積する。

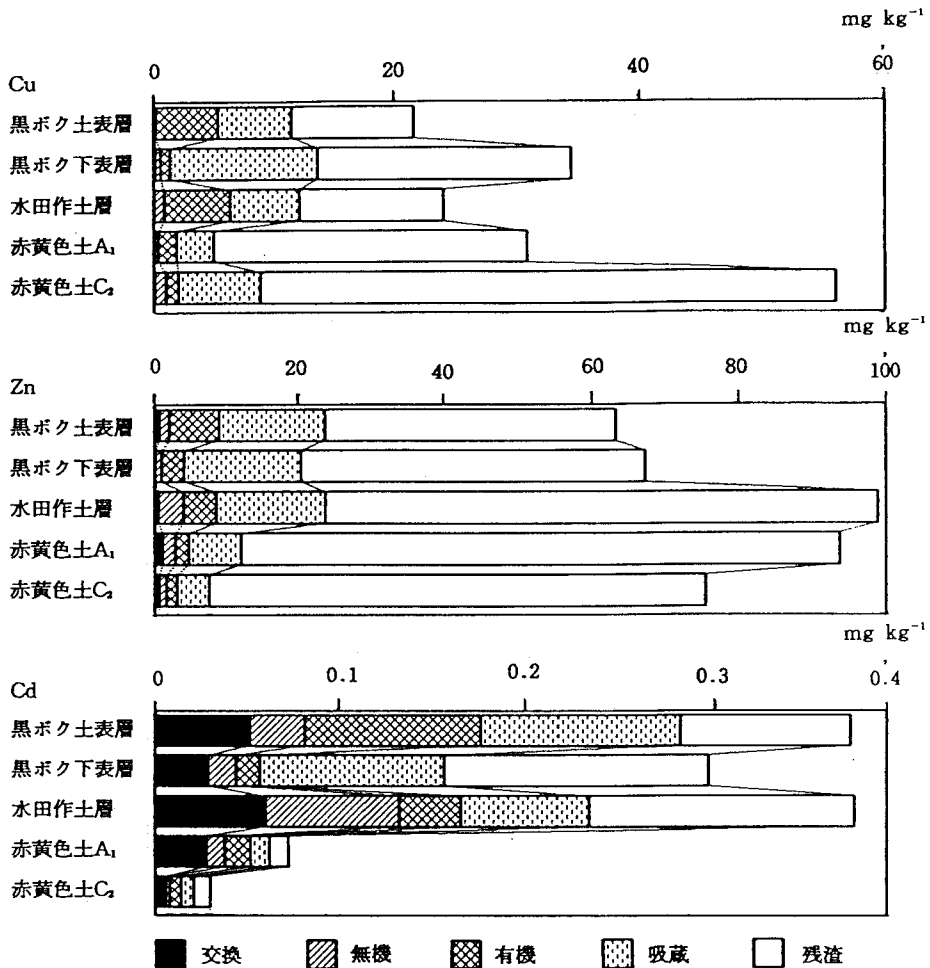


図-3 非汚染土壌中の重金属の形態分布

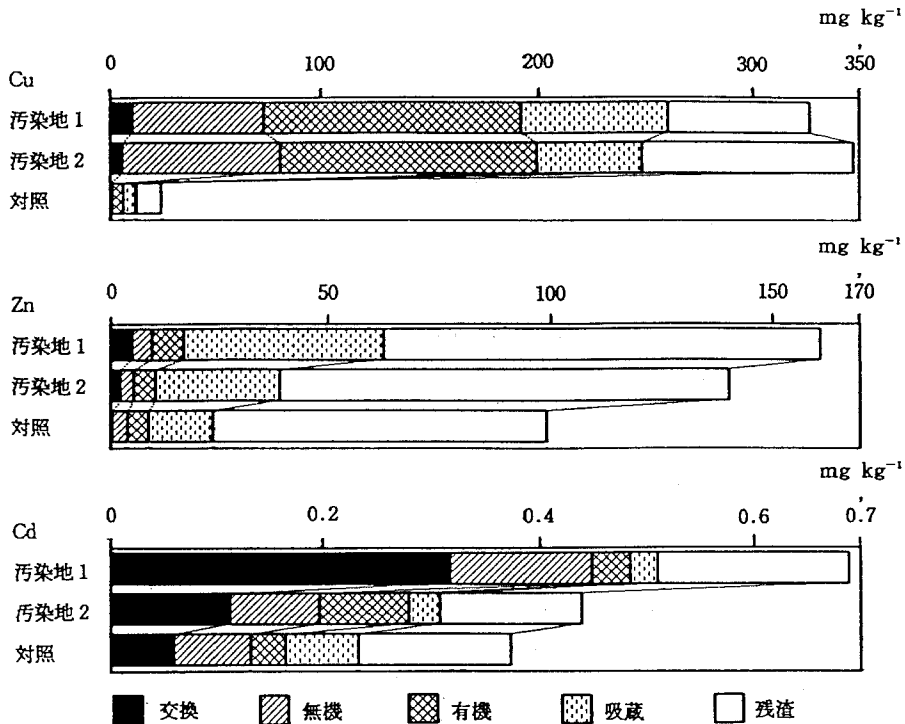


図-4 汚染水田作土中の重金属の形態分布

表-4 汚染水田土壌中のCdとAsの層別分布

層位 (cm)	Cd(mg Kg <sup>-1</sup> )	As(mg Kg <sup>-1</sup> )
0-14	3.82	1.7
14-18	2.08	20.3
18-30	1.24	6.2

富山県婦中町 (森下<sup>22</sup>)

#### 4. 土壌中の重金属の形態分布

Mclaren-Crawford<sup>23</sup>)の方法を修正した下記のような逐次抽出法で固相の各形態を分画した。

- ①交換態(土壌溶液中のものを含む):0.05M $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ 浸出(原法は $\text{CaCl}_2$ 浸出)。
- ②無機結合態(加水酸化物との結合):2.5%酢酸浸出。
- ③有機結合態(錯化合物):有機物分解後2.5%酢酸浸出。(原法は0.1mol,  $\text{K}_4\text{P}_2\text{O}_7$ 浸出)。表3のゲータイト及びギブサイトへの吸着及び溶出実験はこの方法の妥当性を確かめるために行ったものである。
- ④吸蔵態:紫外線照射下で酸性蓚酸アンモニウム溶液を作用させて遊離酸化物を溶解する。
- ⑤残渣:結晶格子中のもので、 $\text{HF}-\text{HClO}_4$ 分解による。

無機結合と有機結合の境界は、酢酸が特殊な試薬ではないこともあってやや不明確である。結果の一例を掲げると図3及び4<sup>16)</sup>の通りである。

図3の非汚染土壌についてみると、Cuは表層土では有機結合態即ち腐植等有機物との錯化合物態が比較的多く、前述の錯化合物の安定度とも一致している。Znは黒ボク土表層では有機結合態が多いが、交換態、無機及び有機結合態(この三者を土壌溶液と平衡状態にある画分とする)は比較的小さい。Cdは交換態が多く、Znとは逆に土壌溶液と平衡状態にある画分に比較的多い。Znは比較的移動し易く、河川水中濃度も高い。分布割合からは理解し難いが、土壌溶液と平衡状態にある部分の絶対量は最も多い。

鉱山廃水による汚染土壌の形態分布の例を図4に示した。この試料はCuによる汚染土壌で、Cd、Zn濃度もやや高い。全体の傾向は非汚染と似ているが、汚染土壌では、溶液と平衡状態にある画分に多く集積する。またCdは特に交換態が増加し、汚染により土壌に加わった部分が植物にとって有効な形で集積することがわかる。

河川水及び土壌溶液中に溶存するCdの土壌への吸着は、Freundlich式に従うことを報告した<sup>1,16)</sup>が、土壌汚染に伴う吸着を考える場合、土壌への全吸着量と共に、このような形態分布を含めて考える必要がある。

表-5 ライシメータ実験供試土壌の性質<sup>7)</sup>

土 壤	層 位	仮 比 重	pH	全 炭 素 dag kg <sup>-1</sup>	カチオン 交 換 容 量 cmol kg <sup>-1</sup>	塩基 飽 和 度 %	磷酸 吸 収 係 数 cg kg <sup>-1</sup>	重 金 属 含 量 mg kg <sup>-1</sup>			
								Zn	Cd	Cu	Pb
富 山	A <sub>p</sub>	0.96	5.0	1.72	8.5	40	749	102	0.36	17.3	23.3
	B <sub>1</sub>		5.5	0.60	4.2	43	564	71	0.15	10.7	12.7
婦 中	A <sub>p</sub>	0.94	4.4	2.40	7.4	43	595	324	0.70	21.9	106
	B <sub>1</sub>		5.3	0.52	3.9	49	481	242	0.47	19.7	86
黒 部	A <sub>1p</sub>	0.98	5.8	3.04	11.6	34	873	2,870	32.8	125	157
	A <sub>12</sub>		5.7	1.33	9.3	47	841	704	4.7	24.6	29.5

注) 土壌の熟さは25cmを目標に充填したが、収縮して5年経過後には富山、府中、黒部各土壌でそれぞれ13+8, 11+11, 11+10cmとなった。

## 5. 水田土壌中の重金属の収支

水田土壌における重金属の収支の動向を小型ライシメータ(一辺60cm, 土層厚21~22cm)によって検討した結果<sup>7)</sup>を以下に示す。

供試土壌(表5)は対照の富山市(旧農試圃場), イタイタイ病の発生地婦中町, 同じく製練所の排気による汚染の非常に激しい黒部市三日市の土壌である。黒部はA<sub>1p</sub>, A<sub>12</sub>層とも一見黒ボク土だが, 理化学的性質は他の二つと類似している。

収支項目は, 収入を灌漑水及び肥料, 支出を水稲による収奪及び浸透水による排出とした。灌漑水の平均濃度はZn22, Cu1.7, Cd0.22, Pb2.7 $\mu$ g/L<sup>-1</sup>, また肥料からの混入は平均濃度<sup>20)</sup>から年間Zn5.9, Cd0.84, Cu1.2, Pb0.3g/10aとした。また, 水稲収量は平均4~5 t/ha前後である。

水管理については, 全期間湛水区と幼穂形成期以降落水区を設けた。透水量は前者では作付期間平均0.9cm/日, 後者では落水期には浸透水が採れず, 平均4.3mmとなった。水収支の概要は, 作付期間は降水量と蒸発散量がほぼ見合い, 浸透水量は灌水量(それぞれ1440及び900t/10a)に左右される。総雨量は2,650mmである。

水稲による収奪量は幼形期以降落水区が多いが, 特にCdでは著しく多く, 表層部存在量の数%にも達する。CuとPb, 特に後者の収奪割合が小さい。

浸透による溶脱量は, 一般的にはこの多雨条件下で, 収奪量よりやや多い。黒部のZnは溶脱量が著しく多く, 婦中と富山のCdは黒部より多かった。溶脱による損失

率もCu, Pbが低く, Cdは落水区では水稲による吸収量, 率に及ばない。

浸透水中濃度は, 対照(非汚染)の富山でみると, Znで生育初期を中心にやや高い(17~89 $\mu$ g/L<sup>-1</sup>)が, Cd0.09~0.25 $\mu$ g/L<sup>-1</sup>, Cu1.7~2.9 $\mu$ g/L<sup>-1</sup>, Pb1.3~6.2 $\mu$ g/L<sup>-1</sup>で, 灌漑水(河川水)とはほぼ同じレベルである。この実験から, 水田土壌と河川水はほぼ平衡状態にあると考えられた。

このような条件下での収支をみると, 全期間湛水した場合のCdでプラスとなる他はすべてマイナスとなる。

収入=K=一定, 損失率を $\lambda$ (一定)とすると, t年後の存在量Nは, 次のような簡単な式で表される。

$$N = N_0 e^{-\lambda t} + \frac{K}{\lambda} (1 - e^{-\lambda t})$$

この式から, 原材料が半減する第一半減期と, 平衡時推定含量即ち $t = \infty$ における $N (K/\lambda)$ を計算した(表5)。 $\lambda$ は $10^{-4}$ ~ $10^{-2}$ のオーダーである。

第一半減期は, Znでは最も汚染された黒部で最も短く, 比較的減少し易い。Cdは水管理一酸化還元状態の影響を最も受け易く, 幼形期以降落水, わら除去という処理では13~数10年で半減するが, その他の処理では半減しないか, 増加する。肥料中の推定濃度が比較的高いことも一因であろう。Cdの場合, 半減期が短いこと即ち収支の大きなマイナスは, 玄米中濃度を上昇させることを意味する。Cu, Pbでは数百~数千年で, ほぼ収支がつくなっているといえる。

表一 6 土壌中重金属の第1半減期 $\tau$ と平衡時推定含量 $C^0$ 

土壌	水管理	稲わら 処 理	Zn		Cd		Cu		Pb	
			$\tau$	C	$\tau$	C	$\tau$	C	$\tau$	C
富山	W	還元	y	mg Kg <sup>-1</sup>	y	mg Kg <sup>-1</sup>	y	mg Kg <sup>-1</sup>	y	mg Kg <sup>-1</sup>
		除去	230	35	—	0.61	1,500	8.9	—	13
	D	還元	160	29	—	0.41	730	7.5	1,600	11
		除去	270	32	—	0.41	790	7.0	1,200	9.5
婦中	W	還元	510	87	—	0.73	350	6.1	—	61
		除去	310	64	—	0.49	340	5.5	3,400	42
	D	還元	490	67	—	0.55	390	5.0	5,900	44
		除去	150	26	13	0.09	310	4.2	850	14
黒部	W	還元	78	21	1,100	6.2	830	18	5,700	62
		除去	72	19	620	4.2	670	15	2,800	48
	D	還元	81	15	700	4.6	830	15	4,000	46
		除去	70	13	250	1.8	570	11	1,500	25

W : 全生育期間湛水, D : 幼穂形成期以降落水

平衡時推定含量は第一半減期が短いほど低く、最高に汚染された黒部のZnが最低になる。Cdでは落水栽培と薬除去を続けると富山や婦中では現在量の数分の1となる。黒部ではここに示した範囲ではどのような管理をしても $1\mu\text{g L}^{-1}$ 以下にならない。Cu, Pbは現在の自然濃度或はそれよりやや低い濃度に収束する。

以上は単純な実験と計算であり、またどの要因も非常に変動幅が大きいと思われるが、土壌中のこれら4元素の挙動の特徴を示している。またinputの数値が変化する場合の収支の動向を予測することが出来る。

## 6. おわりに

図1の様な重金属の存在状態についてはまだ部分的にしか解明されていない。図中の反応のなかでも水酸化物と重金属との反応機構については今後に残された問題が多いと思われる。酸化還元状態の変化に伴う重金属の溶解度の変化も多く、この様な平衡関係を完全に記述できるような研究がさらに必要であると考えられる。

平成3年8月、環境庁告示で、土壌(汚染)の環境基準として、水浸出液(土壌溶液と同じと考えられる)中の濃度をもって環境基準とすることが示された。重金属の環境中の輸送、上記環境基準の正しい評価、対処のためにも、土壌と溶液系の反応や、溶解度を支配する因子のより完全な理解が必要と思われる。

人間を含む生態系の物質循環において、下水汚泥の利

用一土壌への還元も考える必要がある。この問題については土壌のみならず循環系における重金属の混入、濃縮過程、或は除去方法の検討が必要であるが、上記のライシメータ実験の様な収支実験も一つの基礎を与えるであろう。

## 7. 引用文献

- 1) 飯村康二 : 土壌汚染の基礎知識. 土壌の物理性, 31, 2~8 (1975)
- 2) Taylor, S.R. : Abundance of chemical elements in the continental crust : A new table. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 28, 1273~1285(1964)
- 3) Turekian, K.K. and Wedepohl, K.H. : Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Geol. Soc. Am. Bull.*, 72, 175~192(1961)
- 4) Turekian, K.K. : *Handbook of Geochemistry* (Executive editor, Wedepohl, K.H.), Vol.1, pp.297~323
- 5) Iimura, K. : Heavy metal pollution in soils of Japan (Ed. Kitagishi, K. and Yamane, I.) 19~26
- 6) Bowen, H.J.M. : *Environmental chemistry of the elements.* (1979) 浅見輝男・茅野充男訳 : 環境無機化学. 博友社(東京)(1983)
- 7) 飯村康二・伊藤秀文 : 水田土壌中における重金属の行動と収支—重金属による土壌汚染に関する研究

- (第2報) . 北陸農試報21. 95~145(1978)
- 8) Hodgson, J.F., H.R. Geering and W.A. Norvell : Micronutrient cation complexes in soil solution partition between complexed and uncomplexed forms by solvent extraction. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 29. 665~669(1965)
- 9) Hodgson, J.F., W.L. Lindsay and J.F. Treierweier : do. Complexing of zinc and copper in displaced solution from calcareous soils. *ibid.* 30, 723~726(1966)
- 10) Geering, H.R. and J.F. Hodgson : do. Characterization of soil solution ligands and their complexes with  $Zn^{2+}$  and  $Cu^{2+}$ . *ibid.* 33, 54~59(1969)
- 11) Kerr, W.H. : The identification and composition of the soil aluminosilicate active in base exchange and soil acidity. Soil Sci. 26, 385~398(1928)
- 12) Gapon, N.E. : Theory of exchange adsorption in soils. J. Gen. Chem. USSR. 3, 144~152(1933)
- 13) Lagerwerff, J.V. and Bolt, G.H. : Theoretical and experimental analysis of Gapon's equation for ion exchange. Soil Sci. 87, 217~222(1959)
- 14) McBride, M.B. : Exchange and hydration properties of  $Cu^{2+}$  and  $Na^+ - Cu^{2+}$  smectites. Soil Sci. Soc. America, J. 40, 452~456(1976)
- 15) 伊藤秀文・飯村康二 : カドミウム汚濁水による土壌汚染の可能性—水質基準との関連—. 土肥誌45, 571~576(1974)
- 16) Forbs, E.A., A.M. Ponser and J.P. Quirk : The adsorption of divalent Cd, Co, Cu, Pb and Zn on Goethite. J. Soil Sci. 27, 154~166(1976)
- 17) 定本裕明・飯村康二 : 日本土壌肥科学会1991年度名古屋大会に発表
- 18) 和田信一郎 : 粘土ハンドブック, 日本粘土学会編 第2版, 101~131(1987)
- 19) McBride, M.B. : Reactions controlling heavy metal solubility in soils. Advan. Soil Sci. 10, 1~56(1989)
- 20) Kalbasi, M., G.J. Racz, and L.A. Lowen—Rudgers : Mechanism of Zinc adsorption by iron and aluminum oxides. Soil Sci. 125. 146~150(1978)
- 21) 武長宏・麻生末雄 : 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 of 安定度定数について. 土肥誌 46, 349~354(1975)
- 22) 森下豊昭 : 土壌—作物系における重金属等の汚染元素の動態. 文部省研究報告集録 (昭和51年度) 人間生存と自然環境 287~295(1977)
- 23) McLaren, R.G. and D.V. Crawford : Studies on Soil copper. I. The Fractionation of copper in soils. J. Soil Sci. 24, 172~181(1973)
- 24) 早瀬達郎 : 肥料と環境保全. 農技研肥料化学科 pp. 17(1972)

(受稿年月日1993年2月13日)



## 微量元素による土壌汚染と環境問題

福井 正美\*

### Concerns over the Environment Related to Soil Contamination by Trace Elements

Masami Fukui

Research Reactor Institute, Kyoto University

#### Summary

There is no doubt that some elements in all waste materials disposed of on land sooner or later react with soil constituents, and reach the food chain via surface and underground water, resulting in a potential threat to the health of human beings. Recently, because of the increasing quantity and variety of wastes, this threat has been enhanced.

This paper presents information on the movement of trace elements involving radionuclides, based on data obtained from the ongoing research program, the author's experience, and reviews of the literature. A number of abiotic (physical, chemical) and biotic reactions take place, which affects the rate of movement of contaminants from sources to the surrounding soil. Although sharp distinctions of these processes cannot be made, relatively simple examples are described.

Physical processes in the subsurface environment, composed of advection, dispersion, preferential flow, and so on, affect the movement of contaminants, though for low ground water flow less than ca.  $10^{-3}$  cm/s molecular diffusion may dominate the contaminant transport. It is noted that the dispersion coefficient itself is not a parameter representing the dispersion phenomena, but the ratio of the coefficient divided by the interstitial velocity is related to the extent of the diffusivity. Among biological processes involving microorganisms, the three important mechanisms influencing migration of trace metals are oxidation-reduction, mineralization-immobilization, and production of organic constituents. Chemical processes affect contaminant transport by causing interactions between ionic compounds and geologic materials, such as chemical adsorption and ion exchange processes, or by affecting the form of the contaminant, i.e., hydrolysis and precipitation. For nonionic compounds, the adsorption is commonly hydrophobic with organic carbon on the soil surface. Based on the information on the environmental processes mentioned above, it is pointed out that an improved understanding about transport/interaction mechanisms of individual/mixed contaminants is needed to limit any risks from subsurface contamination in the future.

**Key words** : soil, food chain, underground water, trace element, radionuclide, colloid

(Soil Phys. Cond. Plant Growth, Jpn., 67, 29-37, 1993)

#### 1. はじめに

産業革命が始まって以来、人体を含む環境にとって有害な物質による土壌汚染は人類が意識する・しないにかかわらず発現し、とくに今世紀のはじめからは鉱工業の発展に伴って増加してきたことは周知のとおりである。

\*京都大学 原子炉実験所

しかしながら一口に有害な物質と言ってもその種類は多く、一例としては無機・有機物質について以下のように類別される。

(1) 酸, アルカリ, 有機溶媒などの化学物質, (2) 重金属類, (3) 農薬類, (4) PCB, (5) 炭化水素化合物 (ガソリン, 軽油, 重油など), (6) 引火性物質, (7)

キーワード: 土壌, 食物連鎖, 地下水, 微量元素, 放射性核種, コロイド

放射性物質, (8) し尿・肥料, など

これらの物質のうち, (3), (5)および(8)は特に生活環境に関連が深く, 使用に際してメリットが大きい反面, 農作物や地下水・飲料水の汚染として身近な経路でフィードバックされるリスクが存在する。これら以外の物質に関しては通常, 廃棄物として正しく管理された場合は近い将来のリスクは小さいが, 健全性期間が保証されない処分場への投棄は問題を末裔に委ねる結果となり, これら化学物質の開発・利用にあたっては本来, その長期にわたるリスクベネフィット評価が行われるべきである。

## 2. 環境汚染と時間・空間スケール

上述したようなsource termとしての人工汚染物質の影響評価には, 環境中での賦存状態と共に, 汚染により想定される時間・空間的スケールについても考慮する必要がある。気体および液体として廃棄される放射性物質の多くは半減期が短く, そのリスクは急激に小さくなるが, 半減期が長い放射性物質や変質され難い有機物および金属元素などは自然・人工バリアにより固定されない限り, 遅かれ速かれ生活環境サイクルに取り込まれる。従って, その総合的なリスクは生体が暴露される時間や濃度および範囲(人口)の積に比例する。例えば半減期が5700年の<sup>14</sup>Cを北緯30度以北の大気圏に瞬時に放出した場合, 人間を含む短寿命動植物の生体系コンパートメントは数年, 土壌の腐植物質など炭素サイクルが長いコンパートメントでは50年程度の時間経過後に濃度のピークが現われ, 10年以上にわたって放射線により人体が暴露されることが評価されている<sup>1)</sup>。また分解され難いPCBが太平洋の魚類に検出されたことも報告されているが, これについてはその自然環境におけるdegradationの率を究明することが影響評価の観点からは不可欠である。このような数10km以上の地域(regional)から数千km以上の地球規模的(global)な環境汚染問題は, 局地的(local)な領域(発生源近傍)での行政を含めた規制対応の未熟さに起因していると言える。勿論, 生活圏におけるアクティビティーの結果である廃棄物すべてを末代まで隔離し続けることは不可能であるが, 廃棄物処理・処分の2大原則である濃縮・隔離と希釈・拡散の考え方を現時点での「都合よく」ではなく, 将来的にも「安全かつ合理的な」処分が可能であることを現在の科学的知識に照らして実証することが肝要である。この目的(インパクト評価と汚染制御)のためには放出源近傍における環境汚染物質の気圏, 水圏, 地圏における動態を解明することが重要になるが, 前2者については移流・拡散などの物理的な移行過程が支配的であるため, これ

らに忠実なモデルを用いれば放出源近傍の挙動は1桁以内の精度で予測可能と考えられる。また, 地球規模でも不活性, 揮発性ガスや水分など反応性に乏しい保存性物質についてはコンパートメントモデル<sup>2,3)</sup>だけではなく物理モデル<sup>4,5,6)</sup>が開発されている。しかしながら放出源近傍と言えども地圏における自然環境は複雑であり, 土壌/岩石と土壌水/地下水で代表される不均質系での挙動を評価するための精度の高いモデルはまだ開発されていない。このような評価・汚染防止研究の進展を妨げてきたのは汚染現象がポーリングや掘削などアクセスの困難な地中で発生し, かつ土壌の緩衝効果のために地下水汚染として顕在化するのに時間を要することやこれまで自然の浄化機構が不明であっても経済的にブラックボックスとしてではあるが地中への多くの汚染物廃棄が効果的であったことなどによる。そこで以下では室内で行われた移行・挙動研究を含めてこのような不均質系における物質移動に影響する諸過程とその問題点について言及する。

## 3. 土壌中における物質移動の諸過程

### 1) 物理過程

地下水中で溶質挙動に影響を及ぼす物理過程には移流および拡散(分散)があり, この現象に対応したパラメーターには間隙内流速および拡散(分散)係数がある。分散係数は溶質が多孔性媒体を移動する場合, その異方性や幾何学的形状により機械的に分散される現象をモデル化するために導入されたパラメーターであり, 厳密には濃度勾配により生ずるフラックスの比例定数として定義された分子拡散係数とは異なる。これらのパラメーター値は本来, その現象の大きさの程度を表す物理量でなければならない。溶液中における分子拡散定数は古来より多くの測定例があり, 拡散する溶質に固有の値が報告されている。他方, 土壌物理やその他の分野でも分散係数についての測定例は多いが, その結果は分散係数値が流速に依存する(比例もしくは正の相関がある)とされている<sup>7,8)</sup>。このことは例えば, カラムによる溶出曲線において流速を大きくすれば分散現象が大きくなると理解されがちである。また本来, 分散係数とその物理量を表すパラメーターであれば, この理解は正しいはずである。しかしながら, 水のトレーサーとしてよく用いられるトリチウム水を32cmの豊浦細砂充填カラムに通水した破過曲線の結果(図-1)が示すように<sup>9)</sup>,  $10^{-2}$ ~ $10^{-3}$ cm/sのオーダーで間隙内流速を変化させても分散の程度はほとんど変わらない。そしてこの結果から各流速に対応した分散係数を算定すれば, フィッティングされたベクレ数(VL/4D)が一定である(分散が同程度である)



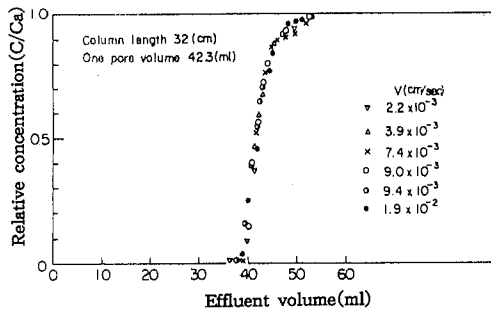


図-1 豊浦砂32cm充填カラムによるトリチウム水の破過曲線

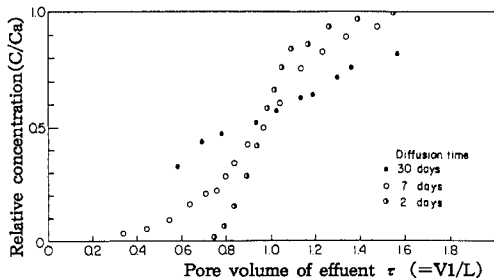


図-2 豊浦砂32cm充填カラム内でのフロント停止期間に伴う分子拡散の影響

ことから、必然的に  $D \propto V$  の関係が成立することになる。したがって分散係数そのものが実際の分散量を表すパラメーターとは言えず<sup>10)</sup>、その比例定数である  $D/V$  が多孔性媒体の物理量と関連する分散の程度を表す基本のパラメーターであることに留意すべきである。

溶質の輸送媒体である地下水の流速が大きい場合は分子拡散による分散の程度は無視できるが、 $2 \times 10^{-3} \sim 10^{-4} \text{cm/s}$  以下となる流速域では分子拡散による移動現象が卓越する<sup>9,11)</sup>。たとえば豊浦細砂を充填した10cmのカラム内中央で、流入させたトリチウム水フロントを2, 7, 30日と停止させ、その後流出させた結果(図-2)<sup>9)</sup>をみれば分子拡散による影響は明らかである。このように滞留時間が長い地下環境における溶質移動の解析に分子拡散を無視することはできない。以上のような拡散(分散)、移流のほか、汚染物質の地中における挙動で重要な過程には物理吸着がある。これは van der Waals 力に基づき、とくに汚染物質が疎水性農薬の場合には、その土壌への吸着が土壌の有機炭素量に比例するとされており、含有炭素重量比率とオクタノール/水への分配係数<sup>12)</sup>から推定できる収着係数が定量的評価に用いられている。

不飽和水分領域における土壌中の溶質移動研究では、水分移動そのものに diffusivity を導入した飽和流と同様の拡散型方程式で解析する手法が用いられてきた。しかしながら飽和領域に比べて降雨浸透や蒸発散による水分移動は非定常性が強いと、溶質濃度と連立させた解析は後述する溶質-媒体間の interaction を線形と仮定した場合に限られ、かつ空間スケールが大きくなれば水分移動もピストン流として単純化して解析せざるをえないことが指摘されている<sup>13)</sup>。この原因の1つは、溶質の媒体に対する interaction が単純にモデル化できず、水分移動を厳密に解析することが溶質移動の予測精度を高くすることにはならないためである。

飽和-不飽和領域の界面では土壌中に広く分布する揮発性物質たとえばラジウムの崩壊生成物であるラドン<sup>14)</sup><sup>15)</sup>(不活性ガス)や米国の放射性廃棄物処分場で容易に検出されているトリチウム<sup>16)</sup>さらに有機化学物質(トルエン、ベンゼン、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレンなど)については、液相から気相への物質移動現象としての蒸発・希釈も考慮する必要がある。この場合は物質固有の溶解度、蒸気圧、気-液相間のヘンリー定数などのパラメーター<sup>17)</sup>や気-液相界面の面積、間隙率とその分布などが関連する。さらに液状炭化水素系化学物質の場合は密度が水よりも軽いか重いかにより、地下水面上に浮かんだり、汚染フロントが均一に浸透しない fingerling 現象が生ずるなど複雑な挙動が問題となっている。

以上のほかにも多孔性媒体中の間隙の分布や亀裂などにより発生する卓越流などの現象があり、その解析には岩石中における亀裂やマトリックス内拡散などを考慮した手法<sup>18,19)</sup>が役立つと考えられるが今後の研究課題である。

## 2) 生物過程

土壌中の生物はバクテリア(1~10 $\mu\text{m}$ )、放線菌、fungi、藻類、小動物などに分類されている。微生物を滅菌することにより、CsやTcの土壌への分配が小さくなるとの報告<sup>20,21)</sup>はあるが、脱窒、腐植化、固定などの現象にかかわる微生物の活動が直ちに汚染物質の移行に大きな影響を及ぼすことは一般的には考えにくい。しかしながら活動の結果が土壌の化学的環境を規定する場合には、その影響は大きい。例えば炭素や窒素化合物の分解・固定( $\text{CO}_2$ や $\text{N}_2$ の生成とその固定による循環サイクル)、有機酸の生成などの結果として土壌水のpH、酸化還元環境の変化や反応性の増加が考えられる。一般的には水中有機物分解の過程で $\text{H}^+$ 濃度が上昇し、酸素が消費されることにより還元環境になり、微量金属元素の

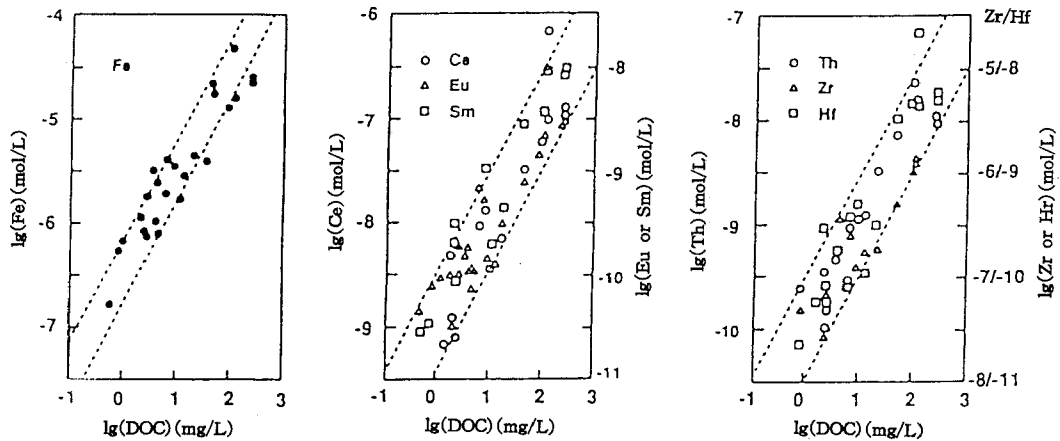


図-3 深層地下水におけるDOCと微量元素濃度<sup>25)</sup>

地中での易動性は大きくなる。この酸化・還元反応には電子の受容体として数多くの微生物が関与し、このような有機物の無機化はmineralization, その逆の過程(微量金属元素が有機物に取り込まれて減少する)はbio-immobilizationと言われている<sup>25)</sup>。したがって微生物が関与する生物過程は化学過程にも密接に関連し、明確に区別することは困難であり、複雑な生物作用を汚染物質の移行に組み込んだ挙動モデルはまだ開発されていない。その原因は例えば土壌有機物だけに限定しても、地中(土壌/地下水)での挙動に不確定性が多く、水中有機物と反応する汚染物質のモデルを構築するまでには至っていないのが現状である。そこで以下には微量金属元素の地中移行に関連する土壌有機物について言及する。

動物や植物が微生物により分解される過程でフルボ酸(分子量300-2000)やフミン酸(分子量1000-5000)および分解され難い腐植質(分子量5000-100,000)が生成される。フルボ酸は可溶性であるが、フミン酸は低pH域で凝集・沈殿し、腐植質は強い還元性を有することが知られている。また分子量の小さいフルボ酸よりも大きいフミン酸のほうが多くの官能基を有しているため反応性に富み、溶存有機物濃度が高い水中ではフミン酸の占める割合が大きい。新しい沖積層などで続成作用が十分に進行していない地層ではカルボキシル基、アミン基、水酸基などの種類は多いが、続成が進行するにつれて土壌有機物中のカルボキシル基、ケトン基が増加するとともにフェノール性およびアルコール性水酸基が減少する。このような官能基の質的・量的変化は汚染物質の土壌に対する等温吸着線すなわち挙動に影響する。また汚染物質がイオン性であるか電気的に中性であるかも

しくは極性の有無などによって吸着特性が著しく変わることは言うまでもない。このように地中に微量元素や有機化学物質などの汚染物質が存在する場合、1)無機物質への親和性が小さい汚染物質が、不溶性の腐植物質に吸着されて不動化される、2)溶存性のフルボ酸やフミン酸などと錯体を形成して、溶存有機物と挙動を共にする、などのケースが考えられる。従来開発されているモデル<sup>23,24)</sup>ではこのような有機物の消長は考慮されておらず、このためには凝集や沈殿などpH, 塩分濃度, イオン強度などと関連する土壌有機物の性状をさらに究明し、挙動の観点から水を媒介とした土粒子-有機物-汚染物の反応と移動をモデル化する必要がある。図-3<sup>25)</sup>にはドイツの深層地下水における微量金属元素濃度を溶存有機物濃度(DOC)の関数として実測した結果を掲げる。

### 3) 化学過程

土壌水溶液中のpH, 酸化還元電位および土壌の交換容量や鉄・マンガン酸化物などは微量元素の土壌における易動性に影響を及ぼし、これらの変化は自然環境では水質, 溶存酸素, 有機物, 微生物活動と分解ガスの生成などにより変動する。

微量元素が金属イオンの場合、交換による土壌への吸着は質量作用の法則から誘導される分配係数(=選択係数×陽イオン交換容量/主成分イオンの水中濃度)<sup>26)</sup>により定量化される。従って、交換容量の大きい土壌中では分配係数が大きくなり、移行速度が遅くなることは良く知られているが、超ウラン元素はこの法則に従わないとする報告もある<sup>27)</sup>。このような法則は比較的単純な系では成立するが、廃棄物処分場のように種々雑多な汚染

物が処分されるような複合汚染環境では沈殿や溶解度が律速する場合もあり、移行と関連させたモデル研究は今後の課題である。

土壌溶液のpHは土粒子の表面電荷の状態を規定することから、溶質の溶存状態に応じた挙動に大きな影響を及ぼす。例えば珪酸が主成分である石英砂のzero point of charge pHは2程度であることから、pH5~7程度の土壌水溶液中では粒子表面はnegative chargeであり、カチオンに対する親和性は大きい。例えば図-4<sup>28)</sup>は3種類のCa-Csの濃度溶液(total:1 $\mu$ eq/ml)をCaCl<sub>2</sub>溶液

(1 $\mu$ eq/ml,1L)によりコンディショニングしたカラム(石英砂100g充填, 20cm長さ)に264cm<sup>3</sup>(10 pore volume( $\tau$ ))だけ通水した場合の相対吸着濃度分布(流入端での吸着濃度に対する比率)である。流入させるCs濃度が高くなるにつれてフロントの移行速度が大きくなり、分配係数が一定でないことを示しているものの、Cs濃度が0.1 $\mu$ eq/mlの場合の吸着フロントは1 $\tau$ (20cm)を破過しつつあり、水流速のほぼ1/10の移行速度であることが判る。図-5<sup>29)</sup>は同様の実験で、Csの流出/流入濃度比がほぼ等しくなるまで50 $\tau$ ほど流入させ、その

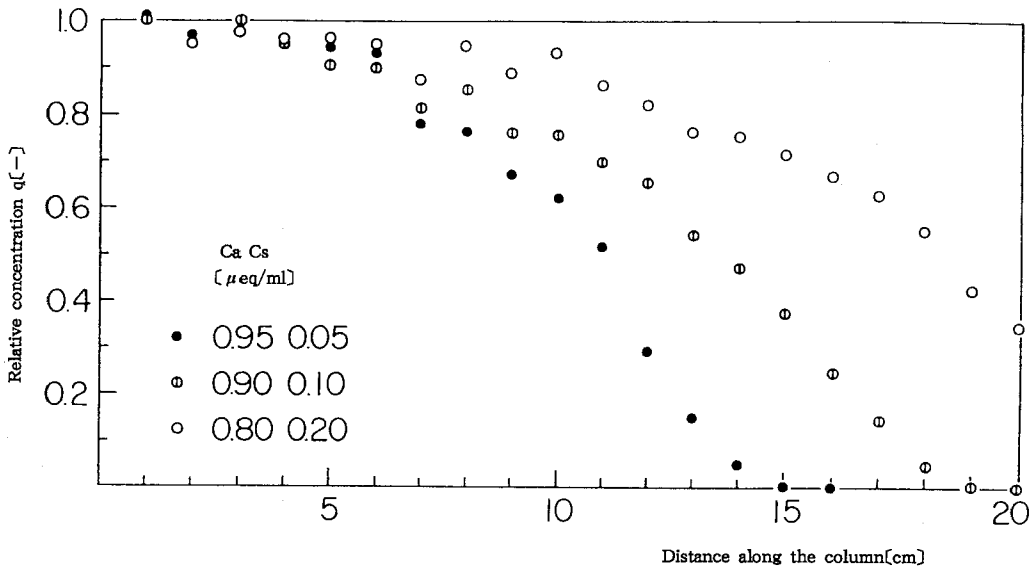


図-4 3種類の濃度の<sup>137</sup>CsCl溶液を各々10 $\tau$ 流入させた場合の相対吸着濃度分布

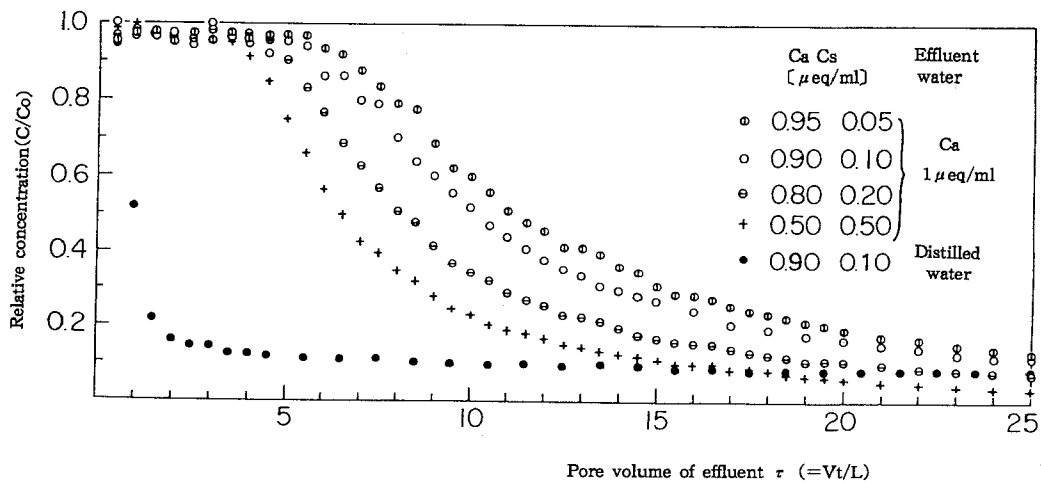


図-5 4種類の濃度の<sup>137</sup>CsCl溶液の溶出曲線：流入量、各濃度とも50 $\tau$  溶離液、各場合ともCaCl<sub>2</sub>溶液(1 $\mu$ eq/ml)および蒸留水(<sup>137</sup>CsCl溶液0.1 $\mu$ eq/mlの場合のみ追加)

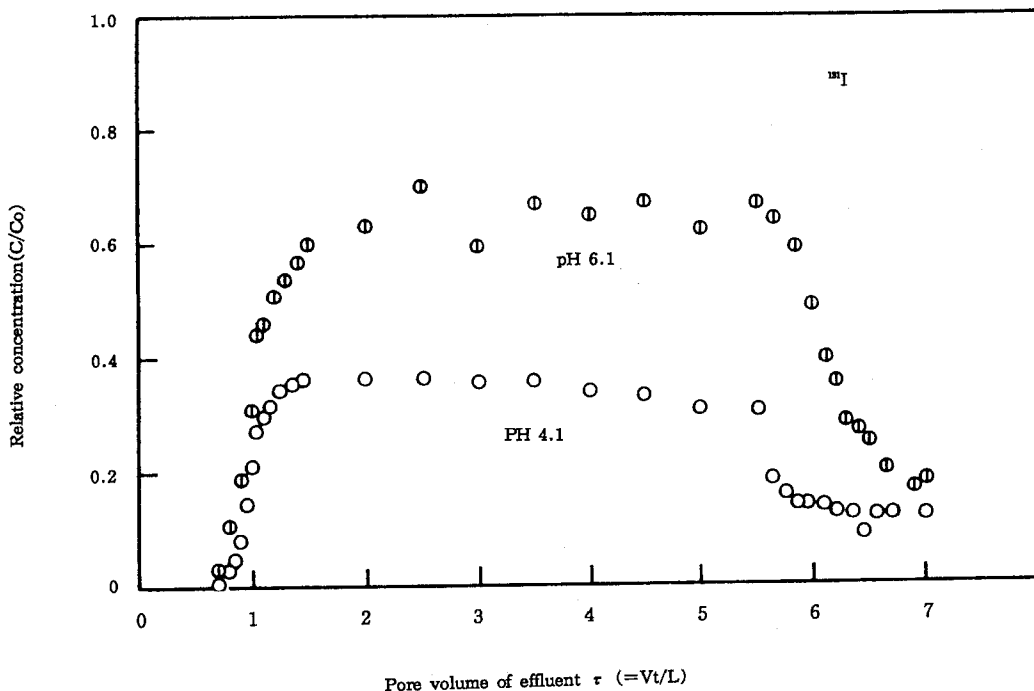


図-6 無担体状の希薄な<sup>125</sup>I-イオンの溶出曲線：流入量、各pH液とも5τ 溶離液、各場合ともCaCl<sub>2</sub>溶液 (1 μeq/ml)

後CaCl<sub>2</sub>溶液(1 μeq/ml)で溶出させた場合の相対流出液濃度である。これらの結果、流入濃度が高いほど脱離速度も速く、可逆的な反応であることは確認できた。しかしながら、Csが0.1 μeq/mlの場合について蒸留水を溶離水とした結果(図-5, ●印)に示すように、Caイオンによる脱離曲線(○印)とは大きく異なり、2τ以後からテーリングの効果が著しく、蒸留水による物理的な脱離(結晶格子内拡散)現象の生じていることが判明した。図-5でのCaイオン水との脱離曲線の面積の差がイオン交換による吸着成分と考えられることから、カラム砂層への総吸着量を基にして粒子内拡散量も評価することが可能である。

図-6<sup>30)</sup>には同様の方法でコンディショニングした石英砂充填カラム(20cm)に無担体状ヨウ素(I<sup>-</sup>)イオンを添加した原液を5τ流入させて、再び同濃度のCaCl<sub>2</sub>液で溶出させた破過曲線を流入原液のpHが4.1と6.1に調整した場合について示す。どちらの場合も破過点は1τ付近であり、フロントは水流速と同じすなわち砂層に吸着されない様相を呈しているが、流出/流入濃度比が1に漸近せず、不可逆的な吸着現象が生じていることが判る。そして流入溶液のpHが低いほどプラトー(流出濃度がほぼ一定に到達する)濃度は低く(よく吸着され)、吸着へのpH依存性がカチオンとは逆の傾向になることは妥

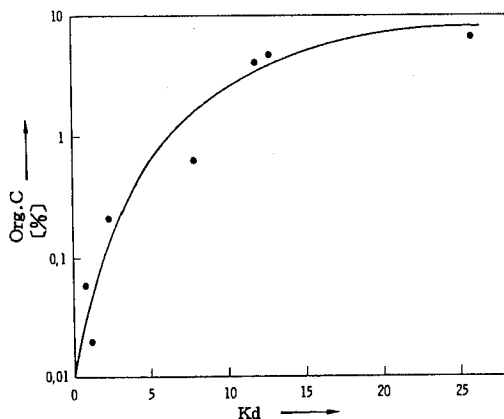


図-7 ポドゾルに対する<sup>125</sup>Iの土壌含有有機炭素量(%)と分配係数の関係<sup>31)</sup>

当な結果である。しかしながらヨウ素(I<sup>-</sup>)は、この不可逆的に吸着された成分が蒸留水やコンディショニングと同じCaCl<sub>2</sub>溶液(1 μeq/ml)により脱離されない。また、その吸着が極性を帯びない疎水性農薬と同様に、土壌の有機炭素含有量に正の相関があることも報告されている(図-7)<sup>31)</sup>。従って挙動そのものは従来提案した可逆および不可逆反応を含めた合成モデル<sup>23)</sup>による破過曲線と類似していることから定量的な評価は可能であるが、そ

の不可逆性も含めて吸着機構はまだ十分に解明されていない。

同条件のカラムに $^{35}\text{S}$ をトレーサーとした希薄な硫酸イオンを流入させ、ヨウ素と同様にしてコンディショニングと同じ $\text{CaCl}_2$ 溶液( $1\ \mu\text{eq/ml}$ )および蒸留水により溶離した破過曲線の結果を図-8<sup>30)</sup>に示す。これによれば吸着された成分が蒸留水により著しく高い(流入させた濃度の4倍以上)濃度液として流出される( $\Delta$ 印)ことから、イオン交換と類似した $\text{CaCl}_2$ 溶液により流出され

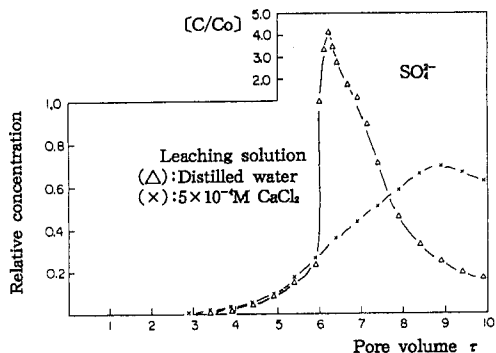


図-8 無担体状の希薄な $\text{SO}_4^{2-}$ イオンの溶出曲線：流入量、各 $5\ \tau$  溶離液、 $\text{CaCl}_2$ 溶液( $1\ \mu\text{eq/ml}$ )および蒸留水( $\Delta$ 印)

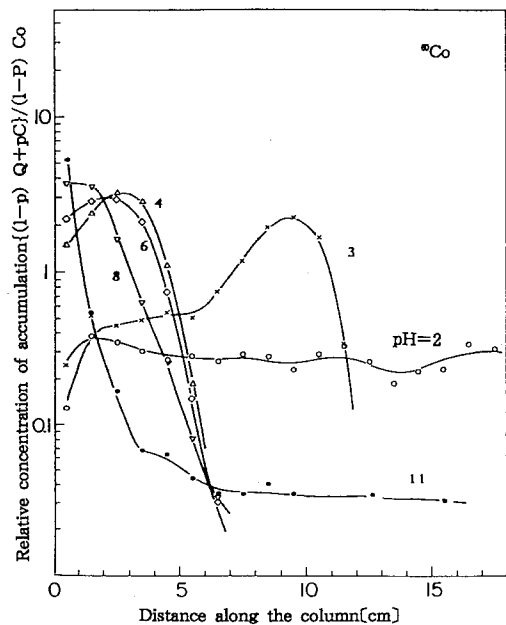


図-9 豊浦砂20cm充填カラム内の微量元素濃度分布：流入液、各 $2\ \tau$

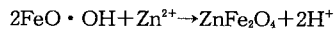
た硫酸イオンの溶離曲線( $\times$ 印)は、土粒子表面での $\text{Ca}$ との化学反応に基づくことが判明した。

図-9<sup>32)</sup>はやはり同じ条件のコンディショニングした20cmカラムに希薄な十数種の放射性カチオン( $0.001\sim 0.04\text{ppm}$ )を混合した溶液を $2\ \tau$ だけ流入させた場合の $^{60}\text{Co}$ の吸着分布を示す。流入液のpHが $4\sim 8$ の範囲では移動速度への影響は少ないが、全般的な傾向としてはpHが低くなるほど吸着分布フロントの移動速度は速く(吸着され難く)なり、特にpHが4以下でその影響の大きいことは、最近指摘されている酸性雨による土壌の劣化現象を予期したものである。他方、pHが11と高くなれば、流入端近傍での吸着濃度が低pHに比べて高くなるものの、加水分解によるコロイド成分( $\text{Co}(\text{OH})_2$ )が増加して低濃度ではあるが水と同程度の速さで間隙水中を移動する現象も発現する<sup>32,33)</sup>。このように機構が異なる吸着現象が複合している場合は吸着速度定数の異なる合成モデルを適用することが必要になる<sup>32)</sup>。また溶質が放射性核種のように質量濃度として非常に希薄な場合で、かつ不可逆的な吸着現象も生ずる場合はそれを簡略化した1次反応モデルと可逆線形モデルとを流れ系内の反応式として複合する<sup>23,24)</sup>ことにより量的評価が可能になる<sup>32)</sup>。

以上のように挙動の観点から見れば個々の核種の移動および吸着挙動は種々の条件により異なっており、バッチ法やカラム法などにより得られた知見<sup>35,36)</sup>をさらに累積すると共に、フィールドにも適用可能なそれらのモデル化が今後の課題である。

#### 4. 廃棄物処分場での挙動と問題

鉄・マンガン(水)酸化物は、例えば以下のような反応により微量金属元素を吸着する<sup>22)</sup>。



他方、元素によっては還元環境において溶解度が小さい化学形態をとるもの(Tc, U, Puなど)もあるが、一般的には有機物の分解により生成・発生する有機酸や $\text{CO}_2$ の結果として溶液中のpHが若干低下することから、微量金属元素の土壌による捕捉効果が低下して易動度が大きくなることが推定される。したがって、微量金属元素を吸着した土壌に有機物の豊富な廃棄物、例えば下水汚泥を混合して廃棄した場合、金属元素の還元の溶出現象の生ずることが考えられ、廃棄物処分に際しては何でも混合して廃棄するのではなく、処分後の影響を考慮した処分方式を確立する必要がある。

低レベル放射性廃棄物の処分場では紙、布、ゴム、ガラス、金属、動植物遺体など種々雑多な廃棄物のほかにオイルや除染用の界面活性剤などの有機化学物質も投棄

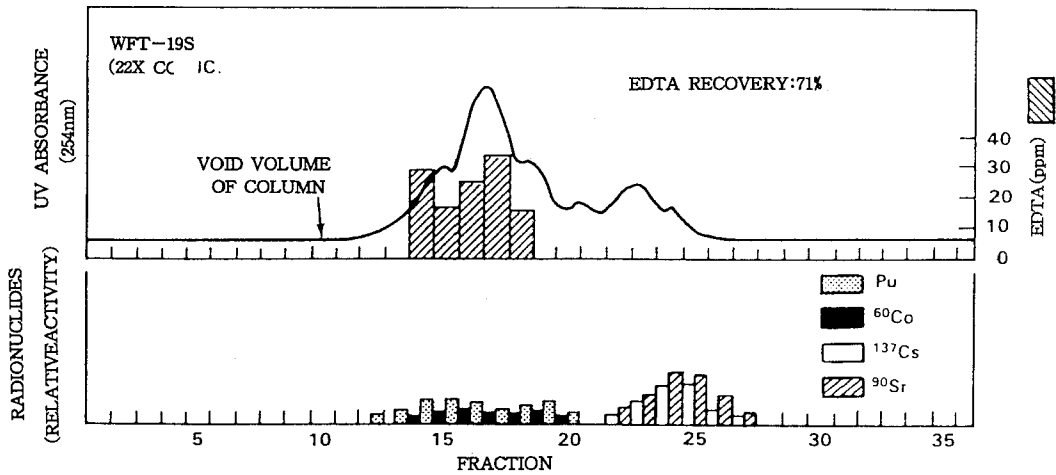


図-10 Sephadex-15カラムを用いてフラクションに分離した溶液中の放射性核種と溶存有機物：使用溶液、米国低レベル放射性廃棄物のトレンチ浸出水<sup>37)</sup>

され、雨水の浸透水中に検出されている。これを採取してsephadex-15により分離したフラクション溶液には、図-10<sup>37)</sup>に示すように、Pu, Co-60がキレート剤(EDTA)と共に流出し、Cs-137, Sr-90は疎水性化学物質と共に流出したことが報告されているが、土壌有機物とともにこれらに対する吸着とその挙動についてはまだ解明されていないことが多い。

有機物の挙動とも関連するが、最近、colloidal enhanced transportとして注目されているのが $10^{-3}$ ~ $1\mu\text{m}$ のコロイドである<sup>38)</sup>。室内実験では数mmの移動と推定されたPu, Amが、ロスアラモス研究所の廃棄物処分場で鉛直方向に33m、水平方向にはその100倍程度の地点から検出されたことが報告されている<sup>39)</sup>。一般的に土壌水・地下水中でのコロイド生成には以下のような機構が考えられている。

- 1) pHや酸化還元電位の変化による土壌の溶解・風化
- 2) 溶液中における無機成分の過飽和による沈殿物の生成
- 3) 汚染物注入、地下水の汲み上げ、雨水の浸透などによる流速・地下水面の変動などによる乱れ
- 4) ウイルスやバクテリアの移動・分解
- 5) 有機溶媒によるエマルジョン生成
- 6) 土壌有機物の凝集・分解

このようなコロイド挙動の解明には古典的なる過作用に関連するコロイドの粒径やその分布、コロイドの安定性、易動性などに関連する表面電荷状態などのコロイド科学分野の情報・知見が必要である。最近ではヘマタイ

トやポリスチレン製ラテックス粒子を用いたコロイド移行研究により、間隙水よりもコロイド粒子の移行が速い成分の存在することやvan der Waalsや電気二重層ポテンシャルを含むDLVO理論によりコロイドと地質媒体表面間の斥力を評価してコロイド移行を予測することも試みられている<sup>40,41)</sup>。

## 5. あとがき

本報で述べたように汚染物質が多岐にわたり、かつ土壌という複雑な媒体と複合してinteractすることから、それらの挙動の解明にはまだ多くの時間を必要とするが、わが国の一般の廃棄物処分場でも処分容量が10年分にも満たないことから、種々の有害物質や汚染物質による健康被害や汚染の拡大という形で公衆にフィードバックされるリスクが増大する可能性は大きい。そこでこのように複合された汚染物質の移行過程を素過程として個々に解明することは、フィードバック経路を遮断するもしくは汚染土壌修復の方策を確立するために不可欠であり、土壌物理・化学・生物の分野が社会に果たす役割は今後さらに大きくなると考えられる。

## 参考文献

- 1) Bergman, R., McEwan, C.: Dose and dose commitment due to Carbon-14 from the nuclear industry, Commissioned by the Swedish Board, Dsf/p59, S-548, 1977.

- 2) UNSCEAR: Ionizing Radiation: Sources and Effects, United Nations Publication, New York, 1982.
- 3) Easterty, C. E., Jacobs, D. G.: Tritium release strategy for a global system, In: Proc. of an Intern. Conf. on Radiation Effects and Tritium Technol. for Fusion Reactors, Vol. III, J. S. Watson and F. W. Wiffen (eds.), CONF-750989, 1975.
- 4) Dickerson, M. H., Sullivan, T. J.: ARAC Response to the Chernobyl Reactor Accident, UCID-20834, 1986.
- 5) MacDonald, H. F., Apsimon, H. M., Wilson, J. J. N.: As Initial Assessment of the Chernobyl-4 Reactor Accident Release Source, CEGB-TPRD/B-0823/R86, Central Electricity Generation Board, 1986.
- 6) van Egmond, N. D., Kesseboom, U.: Mesoscale air pollution dispersion models-1, Eulerian grid model, Atmos. Environ. 17, 257-265 1983.
- 7) Rifai, M. N. E., Kaufman, W. J., Todd, D. K.: Dispersion phenomena in laminar flow through porous media, Univ. of California, Sani. Enging. Res. Lab., Rept. 3, 1956.
- 8) Scheidigger, A. E.: The Physics of Flow Through Porous Media. 3rd edn, University of Toronto Press, Toronto, 1974.
- 9) Fukui, M., Katsurayama, K.: Fundamental study on longitudinal dispersion of tritiated water through saturated porous media, Health Phys., 28, 717-725, 1975.
- 10) 福井正美, 桂山幸典: 飽和多孔性媒質内における分子の拡散および分散現象に関する研究, 土木学会論文報告集, 第246号, 73-82 1976.
- 11) Tucker, W. A., Nelken, L. H.: Diffusion coefficients in air and water. In: Handbook Chemical Property Estimation Methods-Environmental Behaviour of Organic Compounds, W. J. Lyman, W. F. Reehl and D. H. Rosenblatt (Eds.), (Chapter 17), McGraw-Hill, 1982.
- 12) Karickhoff, S. W.: Semi-empirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on soils and sediments, Chemosphere, 10, 833-846, 1981.
- 13) Wagenet, R. J., Rao, P. S. C.: Basic concepts of modeling pesticide fate in the crop root zone, Weed Sci. 33, 25-32, 1985.
- 14) Fukui, M.:  $^{222}\text{Rn}$  concentrations and variations in unconfined groundwater, J. Hydrol. 79, 83-94, 1985.
- 15) Wilkening, M.: Radon in the environment, Elsevier, Amsterdam, 1990.
- 16) Czysciwski, K. S., Weiss, A. J.: Evaluation of Isotope Migration-Land Burial, NUREG/CR-1864, 1981.
- 17) Samiullah, Y.: Prediction of the Environmental Fate of Chemicals, Elsevier Applied Science, London and New York, 1990.
- 18) Neretnieks, I.: Diffusion in the rock matrix: An important factor in radionuclide retardation, J. Geophys. Res., 85, 4379-4397, 1980.
- 19) Fujikawa, Y., Fukui, M.: Adsorptive solute transport in fractured rock: Analytical solutions for delta-type source conditions, J. Contam. Hydrol., 6, 85-102, 1990.
- 20) Champ, D. R., Merritt, W. F.: Particulate transport of cesium in groundwater, Cand. Nucl. Soc., 2nd. Ann. Conf., 66-67, 1981.
- 21) Pignolet, L., Fonsny, K., et. al.: Microbial action on fixation in a marine sediment, In: Application of distribution coefficients to radiological assessment models, Elsevier Applied Sci. Publishers, 361-370, 1986.
- 22) Fuller, W. H.: Movement of selected metals, asbestos, and cyanide in soil: Applications to waste disposal problems, EPA-600/2-77-020, 1977.
- 23) 福井正美: 飽和土壌水中における放射性核種の非線形吸着モデルに関する研究, 保健物理, 16, 111-121, 1981.
- 24) Rao, P. S. C., Jessup, R. E.: Development and verification of simulation models for describing pesticide dynamics in soils, Ecol. Modelling, 16, 67-75, 1982.
- 25) Kim, J. I.: Geochemistry of actinides and fission products in natural aquifer systems, In: CEC Project MIRAGE, Second Summary Progress Report, EUR 12229EN, Brussels, 1989.
- 26) Wahberg, J. S., Barker, J. H. et. al.: Exchange adsorption of strontium on clay minerals, U.S. Geological Survey Bulletin, 1140-C, 1965.
- 27) 中西 孝: 各核種の吸着特性 (岩石・鉱物-合成地下水間における  $\alpha$  放射体の分配), 地層処分研究成果報告会論文集, 58-65, 原子力安全研究協会, 1986.
- 28) 福井正美, 桂山幸典: 飽和砂層内におけるCsおよび

- びSrイオンの吸着モデルに関する研究, 土木学会論文報告集, 第254号, 37-48, 1976.
- 29) Fukui, M.: Evaluation of a combined sorption model for describing cesium transport in a soil, *Health Phys.*, 35, 555-562, 1978.
  - 30) 福井正美, 桂山幸典: 飽和砂層内における放射性核種の挙動に関する研究(II) - 石英砂層カラム内における放射性無機陰イオンの破過曲線について, *保健物理*, 11, 193-200, 1976.
  - 31) Bors, J., Martens, R., et al.: Studies on the role of natural and anthropogenic organic substances in the mobility of radionuclide in soils, In: *Proc. of the Intern. Conf. on Chemistry and Migration Behaviour of Actinides and Fission Products in the Geosphere*, 201-206, R. Oldenbourg Verlag, 1987.
  - 32) 福井正美, 桂山幸典: 飽和砂層内における放射性核種の挙動に関する研究(III) - 石英砂層ラム内における長寿命放射性核種の移動におよぼすpHの影響, *保健物理*, 13, 93-101, 1978.
  - 33) 五十嵐敏文: 飽和砂層中のコバルトの移動特性, *日本原子力学会誌*, 35, 237-244, 1993.
  - 34) 福井正美, 内田滋夫, 桂山幸典: 放射性廃棄物処分による地下帯水層汚染の簡易評価法, *保健物理*, 16, 11-22, 1981.
  - 35) 福井正美: 地質媒体中における放射性核種の吸着・移動モデル, *日本原子力学会誌*, 29, 498-507, 1987.
  - 36) 福井正美: 放射性廃棄物処分の環境影響評価における分配係数の変動要因, 同上, 32, 142-48, 1990.
  - 37) Kirby, L. J., Toste, A. P., et al.: Radionuclide distributions and migration mechanisms at shallow land burial sites, *NUREG/CR-4670*, 1991.
  - 38) 福井正美: 環境動態研究と放射性廃棄物, *RADIOISOTOPES*, 42, 133-134, 1993.
  - 39) Nyham, J. W., Drennon, B. J. et al.: Distribution of Plutonium and americium beneath a 33-yr-old liquid waste disposal site, *J. Environ. Qual.*, 14, 501-508, 1985.
  - 40) Sabatini, D. A., Knox, R. C. (eds.): *Transport and remediation of subsurface contaminants*, ACS Symp. Series. 1992.
  - 41) 長崎晋也, 田中知: コロイド粒径粒子の挟隘経路内の移行, 大学・原研共同研究報告書, 平成5年3月の移行, (受稿年月日1993年1月7日)



コメント

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

波多野 隆 介\*

Necessity of Development of Empirical Law to Simulate Processes of Solutes Transport in Soils

Ryusuke Hatano

Faculty of Agriculture, Hokkaido University

(Soil Phys. Cond. Plant Growth, Jpn., 67, 39-41, 1993)

土壌の生成を理解し、その土壌を基盤にした栽培技術を組立て、さらに農業環境保全の指針を構築することを目的としている土壌学にとって、エネルギー、水そして物質の流れを定量的に把握しようとするのは最も基本的な研究姿勢だと思う。本日のシンポジウムでは土壌中の物質の挙動について多岐にわたる分野からの重要な話題を提供していただいた。多くのデータを実験的に集め、それらを比較し分類し、さらに統一的な法則を見つけていこうという手法が個々の話題を通してあったと思う。土壌はいわゆる純系ではなく、不均一な複合体なので、いわゆる基礎理論の組合せだけで説明がつくことは少ない。したがって、基礎を理解した上で、さらに現場のプロセスを理解するためには、経験則の導入が必要であると考えている。その根拠を述べつつコメントとしたい。

流れの場としての土壌：

流れの場である土壌は、それ自体が変化していくことを含めて極めて不均一な多孔質体であると言わなければならない。重粘質な母材から生成した疑似グライ土にメチレンブルー溶液を灌水すると、一部の亀裂面にのみブルーの染色がみられる。この浸潤過程において土壌水分ポテンシャルの変化をモニターすると、この亀裂以外の土壌マトリックス内部は水不飽和のままに浸潤から取り残されていた。すなわち表面に与えられた水は、表面から連続した亀裂の一部を優先して流れたことを示している。私はこの水移動の過程をモデル化する際に、亀裂は垂直方向にある深さまで発達しており、その亀裂と亀裂に囲まれた領域では単純なダルシー則が成り立つと仮定したが、そのモデルによる計算結果は実測の水分ポテンシャル変化とよく一致した<sup>1)</sup>。水移動の不均一性を場の

不均一性であると問題を整理すれば良いのかもしれないと、その時思ったのである。

数値モデルを構築するためには、境界条件を与えることを念頭に単純化すべきであるが、この場合の境界条件は、土壌表面と、ごく単純化された亀裂表面、そして亀裂の底にある。しかし、その形状はそう簡単ではないことを我々は良く知っている。さらに、疑似グライ土では柱状構造が発達しているため、垂直方向に直線的な水みちが生じるが、例えば歪角塊状粒団が発達した土壌では、その水みちは編目状で曲がりくねった複雑なものとなり、先のモデルが形態的特徴を十分に反映したものであるとは言えない。すなわち、団粒土壌に粗孔隙系モデルを適用しようとする、その境界条件を選ぶ作業は試行錯誤である<sup>2)</sup>。その意味でこのモデルは経験則である。

たしかに、マクロポアは移動を規制している。しかし、その形態は余りにも複雑である。それならば、形態を数値化し、移動のパラメータとの間の法則性を考えたい。現在、メチレンブルーの染色域のフラクタル次元が浸潤速度や塩素イオンの分散性等の物質移動のパラメータを強く支配しているという可能性を示すデータが出てきている<sup>3,4)</sup>。土壌形態と物質移動パラメータとの間になんらかの経験則が構築できれば、そのうち土壌調査データとして記載することも可能になることも期待できる。さらにもう一度、極単純化した粗孔隙系モデルとの整合性を考えていくことも可能になると期待している。

反応式：

物質の挙動においては、土壌溶液の濃度が適切に決定されなければ、拡散もコンベクションも見積ることはできない。イオン交換、吸着等の土壌固相との反応を考えるにあたって、適切な反応式を選ぶ必要がある。しかし、その反応式の多くは純系から発したものである。Sato

\*北海道大学農学部

et al.はマトリックス内部の2 mm四方のAl, Si, Feの相対分布を示している<sup>9)</sup>。これをみると孔隙系の不均一性もさることながら元素分布の不均一性も相当なものであることがわかる。このような所に純系で得たパラメータの値があっても、場所の不均一性を考えると適用に躊躇してしまふ。すなわち反応式を選ぶとは、あるスケールをもった土壌(多分ペドン)を対象に、反応の平均値が経験的に最も良く表現できる式を選ぶということであろう。しかし実際にはそのような広がりでは反応を直接測定できないので、土壌化学では2 mmのふるいを通し均一化した試料を用いてこれを測定してきた。このようにして求めた反応を移動と充分結び付けることができるかどうかの検討を通して、最終的な反応式の選択が行われることになるのだから<sup>9)</sup>。

その検討の重要な点は、時間のファクターの取扱いであり、砕土試料で測定した反応過程を、対象とする移動過程と結び付けるということにほかならない。先に述べたように移動過程には、いまだ定量化できない問題が含まれているため、この検討はまさに研究対象そのものである<sup>9)</sup>。ただし、拡散現象は水の移動を伴わないので、反応速度と移動速度の区分を非反応性の物質の移動速度と比較することにより行うことが可能であるかもしれないと考えている。

しかし重金属の一部やりん酸が土壌に添加されると、その土壌物質との反応には、単純な保持形態の違いだけでなく、時間に伴う形態変化も生じるために、土壌との吸着反応と脱着反応速度が異なることになる<sup>9)</sup>。移動速度論と結び付けるために単純に考えれば、吸脱着等温線の時間変化をどのように構築するかであろう。これらのイオンは一般に移動しにくく、土壌溶液中の濃度は極めて低い。りん酸の植物要求量は拡散により供給されると言われるが、見かけの拡散係数は吸脱着等温線の傾きに依存する。また根や根圏微生物からのキレート剤の拡散あるいはそれに伴うpHの変化は吸脱着等温線に影響を与えるファクターであるので、土壌中の微細な環境の影響が、表面積の大きな植物の根を通して増幅されていることになる。このような場合には、適切な抽出剤による可給態要素含量と植物吸収量の関係を追求しておくことが、まず最も現実的であろう。ついで、吸脱着等温線データの収拾である。

このように、当該物質の移動性が他の因子により規制されることは土壌中では当然のように観察される。酸化還元pH系において変化する鉄・マンガン挙動は、土壌中では有機物と微生物活性の役割がとて重要であり、根の周囲ではその環境は大きく変化している<sup>9)</sup>。前述の疑似グライ土C<sub>g</sub>層に見られる鉄の斑紋はマトリッ

クス内部にあるが、その斑紋中には腐朽した根を中心として、半径2 cmほどで白く抜けた部分がしばしば観察される。還元反応がこの部分で進行し、鉄が可動化し、濃度勾配で外側に拡散し、灰白化したものと考えられるが、この還元の発達過程のプロセスには、酸素の拡散、硝酸等の酸化物の拡散、微生物と餌としての有機物の拡散、そして、鉄、マンガンの形態変化と拡散などの因子が加わるであろう。問題は大変複雑であるが、この土壌を攪乱すると極めて酸化的に推移するという報告もあることから<sup>10)</sup>、このプロセスは本質的に場の問題としてとらえておく必要がある。

しかしながら、このように移動しにくい物質が河川や湖沼においてその影響を發揮することがあるからには、エロージョンの定量化を急ぐとともに、地球化学的手法の導入が是非必要であることも付け加えておきたい。

## 土壌中の物質移動の

### 経験則の整理と適用に向かって：

物質が水に溶存し、拡散し、水の移動とともに輸送されるということモデル化するという事は、移動場と物質濃度の決定因子をモデル化するという事である。複雑なものをもとに戻せないほど分解して研究するのではなく、複雑なものは複雑なまま法則化することが望まれる分野である。本来ならば、土壌中の物質移動は気候と土地利用に応じて予測可能にされるべきものであり、そのパラメータは最も簡単に測れる土壌の性質との間に翻訳システムが構築されるべきである。生産現場では現地で取られた多くのデータから支配因子がなにであるかを整理し、それが他地点でも適用できるかという観点から法則化を進め、それを作物反応と比較する作業が不可欠である。各研究者の連係が望まれる。

## 引用文献

- 1) 波多野隆介：土壌中におけるイオンの挙動、移動現象、日本土壌肥科学会編、41-82、博友社、東京 (1987)
- 2) Hatano, R. and Sakuma, T.: A plate model for solute transport through aggregated soil columns. II. Experimental results and application of the model, *Geoderma*, 50, 13-23 (1991)
- 3) Hatano, R., Kawamura, N., Ikeda, J. and Sakuma, T.: Evaluation of the effect of the morphological features of flow paths on solute transport by using fractal dimensions of methylene blue

- staining patterns, *Geoderma*, 53, 31-44 (1992)
- 4) Hatano, R. and H. W. G. Booltink: Using fractal dimensions of stained flow patterns in a clay soil to predict bypass flow, *J. Hydrology*, 135, 121-131 (1992)
  - 5) Sato, F., Sakuma, T. and Okajima, H.: A toposequence of finetextured soils in the hilly area of the northernmost part of Hokkaido. II. Mineralogical and micro-analytical studies, *Soil Sci. Plant Nutr.*, 36, 23-32 (1990)
  - 6) Song, K.-C. and Ishiguro, M.: Effects of solution pH on ion transport in Allophanic Andisol, *Soil Sci. Plant Nutr.*, 38, 477-484 (1992)
  - 7) Ishiguro, M.: Solute transport through hard pans of paddy fields: 2. Cation exchange processes, *Soil Sci.*, 42-47 (1992)
  - 8) Okajima, H., Kubota, H. and Sakuma, T.: Hysteresis in the phosphorus sorption and desorption processes of soils, *Soil Sci. Plant Nutr.*, 29, 271-283 (1983)
  - 9) Kimura, M., Wada, H. and Takai, Y.: Effects of direct sowing cultivation on the rhizosphere of lowland rice, *Soil Sci. Plant Nutr.*, 28, 173-182 (1982)
  - 10) 大塚紘雄・上原洋一・麓多門: 造成水田における各種土壌の水田土壌化過程、1992年度日本土壌肥科学会北海道支部講演要旨集、12 (1992)

(受稿年月日1992年12月21日)



## 総 合 討 論

座長 山崎 慎一（農業環境技術研究所）・波多野隆介（北海道大学農学部）

〔司会（山崎・農環研）〕

私自身のことをまず申し上げますと、私は土壌物理は専門でなく、なんとなく敷居が高くてこれまで寄り付かなかったんですが、今回は物質移動ということで、そういう事を考える際には、どうしてもどこかの時点で物を測らなければならないので、分析と多少は関連あるだろうということで、興味持っていたところ、こちらに来て司会をやれということで、引き受けた次第です。そのような訳で私はもう完全に雇われ司会者なんです。今回の議論が盛り上がるかどうかはですね、ここにおられる皆様次第なのでございます。なるべく頑張って、やっていただきたいと思えます。

まず、質問の方から、進めて行きたいと思えます。

〔石黒・農工研〕

松本さんにお伺いします。乾燥地の灌漑水、これは河川水や地下水だと思われませんが、その濃度が高い理由は何でしょうか。

〔松本・東大〕

これは、土壌の生成と非常に関係があります。河川水と言いましてもそれは常に土壌、岩石を通じて接触して流れていきます。母材なり粉体を通過してくるものだから、絶えずそこで溶解性物質を溶かしながら河川というのは流れている。そういう観点で、乾燥地土壌あるいは乾燥地の岩石をとらえてみますと、物理的な風化が大きく関与しています。日較差が乾燥地は大きいものです。例えば、日中はもうゆうに50度位になる所がございますし、そういう所でも夜間、明け方は10度位となり、日較差は40度となる所が平気でございます。そうしますと、岩石、とくに山の崩壊面では、雨が降らないのに岩石がボロボロになっております。そういう所の溶解性塩分を測ってみますと、ナトリウム塩、それからカルシウム、マグネシウムの中でも塩化物を中心としたものがある。結晶、乾燥地の河川が塩分濃度が高いというのは、そういう溶存物質、本来ならばとくに土壌母材、或は岩石から湿潤地域なら洗い流されているものがそのまま、今日のテーマ、保存性物質として塩の格好で土の中にある、或は岩石の中にある。それが川に流れて常に接触して水に溶解しながらくると、ということで、河川の濃度は一般的には高くなるのです。

それからもう一つはですね、これは人為的な影響でございまして、特に中近東の農業開発地帯で調査してみま

すと、上流はですねTSSでいうと700程度のきれいな水でございます。下流域になると2000, 3000というふうにできます。で、もちろんさっきのような土壌とか岩石を通じながら濃度が上がっていくのですが、もうひとつは、その途中の段階で農業開発が行われて、そして灌漑致します。灌漑して彼らは必ず除塩するために、地下水下げるために暗渠を作ってそして暗渠排水をやりまして、その排水をまた元の河川に戻すわけですが、これは水利用効率を上げるために元の河川に戻すというのはだいたい乾燥地では通常の事です。日本では、排水路は排水路、灌漑水路は灌漑水路と分けて、なるべく河川水を汚さない工夫がとられるわけですが、水に欠乏した所はなるべく水を元の河川に戻すということでございます。

中近東の例えばチグリス・ユーフラテス川の河口域になりますと、ホテルの水なんかはその河川水からとっていますから、何で体を洗っているのかわからない。つまり、塩水で洗っているみたいです。髪の毛なんかバリバリになりますね。そういう状況でございますから、やっぱりもうそれは風土のなす由縁と、それからそうした地域がいかに水に欠乏し、水の利用が我々には考えにくい違う方法で行われているかということです。

〔石黒〕

物理的風化と排水による河川水の汚れとどちらが大きいのでしょうか。

〔松本〕

私は自然物理的な風化、そちらの方が大きいと思えます。

〔石黒〕

飯村さんにお伺いします。特に加水酸化物でのイオン濃度が平衡状態かどうか明確ではないとのことですが、その理由を教えてください。それから、重金属がプラスチャージのきに結合する場合はどの程度の時間がかかるのでしょうか。

〔飯村・鳥取大〕

最初のご質問は、平衡状態にあるかどうか疑問しいということなんですけれども、これは、ちょうどリン酸の吸着がやはり配位子交換なわけですが、これと比較できるんじゃないかと思えます。イオン交換の場合には化学的な交換だということがいえます。この配位子交換が行われている場合には、エネルギー状態がかなり低下します。それを溶液系の他の変化、例えばpHの変化とか、

あるいはそれと競合するイオンの濃度の上昇とかだけによって、交換反応はおこらなくて、何かエネルギーが必要になるのではないかと考えられます。そういう意味で化学性、化学的であるかどうかということについてはかなり議論もあるようですし、引き離すための活性化エネルギーが必要だということも言われております。そういうことで、イオン交換と同じ様な平衡状態にいますか、化学的な平衡状態とはちょっと違う可能性があるということだと思ふんです。

【石黒】

ヒステリシスというものがあるのでしょうか。

【飯村】

ええ、それも考えられるということですね。それからもうひとつの時間の問題。これはちょっと勉強不足で、誠に申し訳ないです。

そうですね、分かったように十と一のチャージを書いています、果たしてそのどっちに吸収されるのかということは、これも色々なモデルがありまして、よくわからないのです。全て十チャージであるという考え方をする人もありますし、一の方に吸収するんだというモデルも考えられているようです。この辺も、いずれかということ自体、私自身もう少し勉強もしなきゃならないと思います。

【石黒】

十のイオンがですね。十の荷電にくっつくことは非常に難しいことであろうかという気がするのですが、近づいてくる確率が問題になるということでしょうか。

【飯村】

十とか一とかいうのは、平均的な状態だと思ふんです。必ず1つの酸素に水素が1つ、片方は1つくっついていて片方は2つくっついている状態ではなくて、それは共鳴って言いますかね、そういう状態にあるのではないかなと思ふんですね。ですから、そういう意味では、確率的には近づくチャンスが出来るのではないかな。まあ、いずれも推測ですけれども。

【佐久間・北大】

福井さんに伺います。セシウム137についてあまり触れられてなかった様ですが、その移動性、移動形跡についてはどの様にお考えでしょうか。それから、移動に生物が介在した場合についてはどの様に考えるか、ということ。最後に、評価において生物を組み込んだモデルはあるのでしょうか。また、あるとすれば、どの様に組み込んであるのでしょうか。

【福井・京大】

セシウムの件ですけれども、これの易動性に影響を及ぼす因子というのは、その容質の濃度なんですね。要

するに、キャリアフリーであるのか、それともステープルなセシウムが、どのくらい入っているのかによりまして、セシウムの挙動は変わります。我々は最初、キャリアフリーで実験していたのですが、石英砂でやってみますと、カラムの長さが10cmもあれば、いくら流してもなかなか出てきません。そこで、意図的にステープルなセシウムを投入して、非放射能の濃度を低下させて実験しますと、ステープルの濃度が高くなれば、単位重量あたりのセシウムの放射性物質の濃度の吸着量は少なくなり、早く出てまいります。それで、それも単純にイオン交換だけでセシウムが吸着するのかどうかを調べるために、2本カラムを用意して、ある一定の安定同位態の濃度を流出濃度がほぼ一定になるポアボリュームで50倍位まで流しつづけ、ついで片方は塩化カルシウムでリーチングしまして、片方はやはり蒸留水でリーチングしてみますと、明らかに異なる曲線が得られます。要するに、蒸留水でリーチングした場合は物理的な過程で出てくるものだけが流し出されてくる一方、塩カルの方で流出したものは、当然交換したものが流れでてきます。物理的な交換で流れてくるというのは、今考えていますのは、セシウムというのは、水和数、水和半径が小さいので、結晶格子の中まで流れ込んでいるのではないかということです。

この実験の場合まず、全量の吸着量は分かっておりまして、塩カルと蒸留水で流した2つのリーチングの曲線の差から交換で出てくる量が分かり、そうすると最後にその格子の中へ入っていく量が、そのトータルのものと同様にイオン交換で出てくるものの差として出てくる。そういうことから単純にイオン交換だけで移動するのではないんだということが推察されます。

生物が影響するというのがどういうケースを考えて、移動を考えるかということなんですけれども、多分農業なんかのデグラデーションといったものについては生物の効果を考えたモデルあると思います。私はその専門じゃありませんが、ソイルサイエンスの分野ではかなり行われているのではないかと思います。そのモデルが具体的にどういったものかは、文献を調べてみないと分からないんですが、やはり、アメリカの方で発表されているものでは、いろんな農業の分解に生物が関与し、変質して違う特質なものとなることを組み込んだモデルがありますが、要するにそれは放射性物質による放射性崩壊でいろんな各種が放射線を放出することによって元素が変換するという現象の説明に使えんじやないかと思ひます。そういういわゆる連鎖反応の解析的な解を得ることが放射性崩壊の項では考えられています。それと多分、生物的なものも同じ様なデグラデーションだけの項で考

えて行けるのではないかと思うんです。その実際に、それがもっとミクロな面で考えて、その構造まで考えて、それをモデル化するということについては、私は存じません。

〔司会〕

よろしいですか。他に、質問さらにコメントがございましたら。どちらに、どのようにとんでも構いませんのでよろしく願います。

〔三野・岡山大〕

中野先生の御講演、大変興味深く伺わせて頂きました。先生のお扱いの範囲の中で、方程式で最後におまとめになられたのが、物質収支ないし物質の分散移流生成等を中心に式が組まれていたと思うんですね。それともう一つ、土壌圈のお話の中で、土というのは物質ならびにエネルギーの通過と貯留ということで、もう一つの要素として、エネルギーのサイドからのお話がだいぶあったと思います。それらは連立させなくてもいいのでしょうか。物質だけで、物質の移動が記述できるものであるのかどうか、その辺について少し先生の御見解をうかがえればと思います。それは特に、松本先生の御実験を見ますと、電気、最後に少し時間がございましたら、もう少しお聞かせ頂きたいと思っているのですが、電流を強制的に流し、電気ポテンシャルでイオンを強制的に動かそうという実験ですが、そういう意味も加えて電極酸化の話、化学的な環境がイオン、電子を注入することによって電極周辺で大きく変わってしまうと、たちまちその物質の移動、集積等に非常に大きな影響があるのではないかと。そんなことも含めると、どうも物質の移動というテーマなんですが、エネルギーの状態を連立させないので、非常に複雑になっているのかなという気が少ししたものですから。中野先生の方からもお話を伺い、かつ、松本先生にもその辺に補足頂ければ、と思います。

〔中野・東大〕

いや、御指摘誠にその通りでありまして、三野先生に補足して頂いた様な形になりまして、どうもありがとうございました。私としましては、溶解物質解析のアプローチには、水と熱の輸送解析をあわせて実行され、さらに土壌の体積膨張や収縮も、必要ならば解析する必要があると思っています。この水と熱、この熱をさらにエネルギーと書いておけば、その電気エネルギー関係も伝播とも入ったのかも知れません。特に熱にこだわったのは、どうも溶解、個体物質の溶解、それから気体の液体への溶解析出、こういうものは温度によって大変影響されるだろう、案外乾燥地などを扱う場合には温度の影響を、私どもが日本にいて考えるよりももっと真剣に考えなきゃいけないんじゃないか、と思っているからです。こうい

う2つの点を最近、私強く考えておりましたので、熱という言葉にこだわったのです。つまり熱が輸送されて、その温度によって、溶解、平衡、速度変化過程が変わってくるということです。もう1つは温度勾配ができたときに、これが駆動力となって物質が移動するからです。水さえも移動するという事は周知の事実だと私は考えております。そういう意味で両方の密度、エネルギーという形で連立させるといことが重要だろうと考えております。誠にその通りだと思います。

〔松本〕

土壌中にはいろんな格好で塩が集積しているわけですが、1つ1つの塩の、ケミカルボンド、ケミカルエネルギー、これを測ってやらんと実は移動集積しているのは、総括的にわからない。集積は、X線でも何でも要するに非破壊分析で測ることが出来ます。どんなものが集積していても。だけど、今度はですねこれを分解する時間が、一体どれくらいかかるかということを知りたいわけです。まさに三野先生の御指摘のように、分解エネルギーを電気をかけて、つまり一定の電気を流してやると、土の中でもある程度、とくに塩類土壌なんかは100ミリアンペア位の電流が常時流れますから、これから逆算してどれくらいエネルギーがかかるとこの物質は動き出すか、ということが分かるんじゃないかということで、今やっている最中でございます。三野先生には、いい所を御指摘頂いて全くその通りでございます。要するに、分解エネルギーを知る必要がある。その分解エネルギーを知ることによって、土の中でどれだけの、これは沈澱の形成で持っているケミカルボンドが違いますから、いったいどれ位前からこれは沈澱したのか、という時間的スケールも含めて、そういうことが総括的に分かれば大変いいな、と思っています。

〔中野〕

私、今色々お話を聞いてて、前から集積をどういう意味で理解したらいいのかと思っていたのですが、改めて考えさせられました。それから、保存性物質という風に定義されているわけですが、保存性ということもどういう風に考えたらいいんだろうか。去年は非保存性でガスを中心にしてやったということだったんですけども、今年は塩類集積、砂漠化問題、キーワードは、重金属汚染、ヘドロ処理、放射性廃棄物です。これが土壌の中で保存性ですか、常に保存されていると、土壌圈の中で常に保存されているという風に考えていいのかわるか、さっきの先生の電流を流した実験の中であいう形であれば水で出てしまう所が一部ありますが、私の申し上げたかったことは、どうも保存される物質というのは土の中にはないんじゃないかということです。いかがで

しょうか。それはやっぱり保存性という形でとらえた方がいいのかどうか。

【司会】

じゃあ、これはシンポジウムを企画された方からコメントを頂きたいと思うんですけども。

【三野】

まず、気圏、或いは青山先生のお話にあったように水圏があり、これらは圏域的なお話ですよ。それに対して、土壌圏はどっちかという物質の循環の場です。ある程度固定されているというのが、土壌圏での保存ではないかと私は思っています。だから重い分子で、とにかく気化しないものは、土壌圏である程度取扱いが出る。それに対して、ガス化して大気圏との交換が非常に問題になるような物質を昨年度は扱ったのです。そこで、昨年度もちょっとコメントで書いたんですが、じゃあ水ってなんだろうってことになります。物質の移動を考える際に、水は別扱いです。キャリアとしての水自身が一つの物質であるが、水は特別扱いされます。確かに水というのはそういう意味の物質の挙動を決める上での仲介になっている。そういう水は、保存性物質にしる非保存性であれ、やはり昔から土壌物理の中心課題であった、それを介して少し周辺部分を広げて議論して行けば、というのが事務局サイドの課題ではなかったかというように思います。ちょっと話しの糸口になかなか掴みにくくて申し訳ないんですが、中野先生の御提起に対してはそういう風に我々解釈しています。特に集積とおいたのは非保存性の特徴です。どこにも行かないか、どっかは溶脱されどっかには溜まるということです。このことは松本先生の塩類問題のお話にクリアに現れていました。

【松本】

専門が専門ですので乾燥地の話ばかりして大変恐縮なんです。乾燥地土壌で保存性という言葉は大変びつたりするんです。特に塩類は。塩類土壌の中でも乾燥地土壌。まあ、皆さん希塩酸持って乾燥地土壌へ行って、それを撒いてご覧になるとすぐ分かりますが、ものすごく発泡いたしますよ。ほとんどは炭酸カルシウムなんです。じゃあその炭酸はどっから来たかっていうのは、実は良く分からない。これは生物由来の炭素なのか、或いは常に地表面とガス交換をして二酸化炭素を中に入れていいのか良く分からないんです。

そういう炭酸カルシウムの多い土、これはかなり粘質な土なんです。それを三角フラスコにとり、グルコースとアラニン、つまり炭素源と窒素源を、C/N比10位の微生物の活動し易い状態になるように加え、それに蒸留水を加えて、培養してみました。私は、おそらく、あまり変化ないだろうと思ってその晩はその実験室から

帰ったわけです。これは乾燥地の実験室なんですからけれども。翌日ですね、その三角フラスコ、もうどこ行ってるか分からん位に爆発してるんですよ。もう強烈な印象があったですね。つまり、二酸化炭素がものすごく出ているのです。これが出るということは結局、粘質な土壌の、土壌団粒の一番コアな所に胞子を形成した微生物が居るということなのです。乾燥地では、灌漑水でイリゲーションしますとですね、必ず最初湧いてくる微生物は藻類です。緑藻類でございます。私どもは緑藻類、現在10種類アイソレートして名前をアイデンティファイしましたけれども、それらは全部窒素固定します。特に、アナベナ属っていうのは非常に強い窒素固定能力を持っていますけれども、乾燥地土壌は生物性を抜きにしては語れない。私、今までこの生成を無機化学的に解明できると思ってましたけれども、どうも炭素っていうのは単なる地表とのガス交換で得た炭素じゃなくて、土壌中の微生物バイオガスじゃないかなと思っています。そういう複雑で良く分からないところをもう一度掘り返してみようかと思っています。

【中野】

そうすると、土壌中で保存性っていうと、その土地の土壌、土壌本来の母材に由来する土壌と、その風土に固有の微生物くらいしか保存性物質としてはないんじゃないだろうかというような感じに受け取られますね。

【司会】

えー、今のことに関連してでも結構ですし、それからここで、何か少しテーマを変えてっていうことで、他のことについてでも結構ですけど、何かございませんか。

【石黒】

土壌中における保存性物質の動態ということのテーマですけれども、こういうことは1960年代くらいから欧米ですごく研究なされておまして、で、結局今の段階っていうのは非常に難しい所が残っているという感じがするんですけども、アプローチの仕方ですね、どういう風にしていったらいいか、ちょっと何かありましたらお願いします。また、波多野さんからデータの蓄積を地道にとの話がありました。どのようにお考えでしょうか。

【中野】

アプローチっていう余計な言葉を書きましたからそういうことになったんだろうと思いますけれども、まあ1つは丁寧に丁寧に実験をされて、雑駁な実験じゃなくて、丁寧に実験されて、やはり、私は基本的には基礎的などころで丁寧に丁寧に分析的に実験をして丁寧にデータを集積するっていうのが1つだろうと思います。それから、注目、何か注目した、炭素でもいいですし、窒素でもいい



いんですが、注目したらそれを含む物質について全部追跡していきながらそれに関係する、関係のありそうな物質を少しずつ増やして行って、その中で実験をやってみるとというのが1つだろうと思うんです。後は、これだけごちゃごちゃした複雑な世界ですから、思考実験を徹底的にやって、徹底的に鋭い理論化をぜひやって頂きたいという風に思っております。思考実験的に相当の深さまでつっこんだ方が一方でいいんじゃないでしょうか。

〔松本〕

もう、中野先生の全部おっしゃった通りでございます。私はいちいちいう必要ありません。本当にその通りです。で、まあ、強いていうなら、その中の一つとして、私は炭酸カルシウムのC源をこれから少しやってみたい。

〔山崎・農環研〕

私もちょっと思った事を。特に、飯村さんと福井先生の話の所であったんですけども、放射性の元素がキャリアフリーで入れると、全く挙動が違うという話から特に、我々も、特に感じているんですけども、平衡常数なんかを求める必要がたくさんあるんですけども、今までのデータを見ますと特に重金属の吸着に関しては分析がやり易いという事が一番大きな理由なんでしょうけれども、かなり高い濃度でされている例が非常に多いですね。例えば、ppmオーダーでカドミウムを与えてその吸着量を測るとか、そういうのがかなり多くあります。ところが、例えば、飯村先生のお話にありましたように、河川水中の濃度はもっともっと低い。ppmオーダーよりも3桁或いは6桁くらい低い濃度でやる必要がある。それをやってみますと、今度は濃いものと、全く違う様相だということがだんだん分かってまいります。まあそれはかなり実験的にかなり難しいけいにはなると思うんですけど、丁寧に実験をやっていくという事を大切なんですけども、その実験をやる段階においてはですね、現実の世界にあっていような条件下で実験をやるという事が非常に大切じゃないだろうか、という気がいたしております。

〔飯村〕

先ほどの石黒さんの御質問で1つちょっと落としといたところがあるんですけども、最初の御質問で、今の、酸化物の吸着の時にアイソトープエクスチェンジが起こらないというようなデータが蓄積されているみたいで、それは結局同じ物質では活性化エネルギーを与えることは出来ないということの意味している様なんです。その辺は非常にたくさんデータがあるようですから、もう少し勉強してみないと分かりませんが、そういうことも含めて、少し実際に平衡状態かどうか明確でないというようなことを申し上げた訳なんです。それも含めま

して、今の山崎さんのお話にもあったんですけども、土壌溶液系と、いろいろの形態の物質の平衡状態というものの。最終的には本当の平衡状態が、1つ1つの平衡状態を使って考えられている様なモデルに適合するかどうか、というような所も将来もうちょっとやっていきたいな、と私は思っているんです。ただ個々の問題についてはかなりデータがあるので、また、そこにまた1つ加えるだけということになるかもしれませんが、やはり自分達の周辺にある材料、土壌なり溶液系です、平衡系の記述が可能であるかどうか、そこを今後やっていきたいという風に考えております。

〔福井〕

研究のアプローチということだったかと思えますけれども、まあ実際現場でそういう挙動というものを見てみますと、結果は1つしかないわけなんです。所が、その裏に隠されているプロセスが非常に何通りもあって、それを我々はメカニズムと称して色々々と分析していくんです。けれども、実際それがそれら全てを究明し尽くさないと一歩も前へ進まないのかなあという風に考えると、お先まっくらという風になりまして、ある程度のかなり支配的な現象に重点をおいてモデル化なり何なりやらないと。ちょっと数式を取り扱いますと、簡単な現象でも式が非線形になったりします。今の計算機のメモリがいかに増えたといえましてもそんなに複雑な系をソースタームからですね生態系、人間にフィードバックするようなモデルの所まで含めて評価するとは、そういう数式の形で何等か表して定量的にやるということなんです。から、とてもできない。ということを考えますと、やはりまあサイエンティフィックにそういう原因を究明していくということは、もちろん非常に大事なことで、そういう努力は続けていく必要はあると思うんですが、それと並行してそういうある程度割り切ってモデル化してやっていくという方向も必要じゃあないかなと思います。ただまあ、一般の重金属についてはそういった事が許されるのかもしれないんですけども、放射性物質の場合についてはなかなかそれが。ちょっと検出されたという事だけでですね社会的な問題になったりいたしますので。そういった点がづらいところなんですけれども、まあそういう両方のアプローチが必要ではないかという風に考えております。それからまあ特に今後、有機物が重要だと考えています。これには、3種類ありまして、いわゆる土壌有機物、それから微生物、それから人工的な有機化学物質、この3つがいろいろ絡み合っていて、1つでさえ有機物の土壌、有機物の構造すら同定できていないというような現状では、しかもそれがいろんなものを吸着して、コロイド的な性質を持って、しかもコロイ

ども粒径によって、最近はいたいー3乗から1ミクロン程度のものを研究対象とされている様ですけれども、コンマ7とか8ミクロンくらいのものに比べてコンマ2とか3くらいのものでコロイドの粒径になりますと、それは多孔質の間を抜けてくるとかというようなことが分かっているようです。我々は素人なので、そのような研究をされておられる方がおられましたら、教えてほしいんです。あの、ちなみに、手前味噌なんですけれども我々の所は共同利用研究所でございます、原子炉を使うことってことが一義的ですけども、原子炉を使わなくてもこういうような研究についていろいろな放射性物質の測定だとか資料する場所がございますので、そういう分野に興味のある方は共同利用のテーマを出して頂きますと、共同に研究する場も与えられますので御協力のほどお願いいたします。

#### [佐久間]

今、福井先生から御提案を頂きましたんで、一生懸命に考えて利用させて頂くようなことを考えてみたいと思っておりますので、その節はどうぞよろしく願いいたします。それで、今、話題になったことについて私自身考えておりますことを1つ2つ申し上げてみたいと思います。土壌中におけるというふうに書いてございますので、まあこれは土壌全体として考えてみるかどうかというふうに思います。で、そういう意味で、土壌中に住んでいる生物、そこへ入っている根、さらにそれに関連したエアリアルな部分も含めて考えるとですね、循環しているものはあるかもしれないけれども、完全にその場から動かないというものは無いんじゃないかな、と思います。ただスケールを適当に整理してみると、その系の中で動き回っているけれども、ほとんどそこから出ていかないというものと、それからどんどん出ていってしまうものがあるだろうという風に思います。で、松本先生のお話にもあったですけども、例えば中国の東北部のハルビンあたりに行ってみるとですね、ああ、これは周りに大興安嶺と小興安嶺がありまして、その真真中に乾燥地があるから、山から来たやつがみんな溜まってアルカリ土壌や塩類土壌になっていることが分かるわけです。そういうスケールで見ますと、保存性だと思ったやつも実は動いていて、それで土ができて、まあ世界の土ができてるんだと思えるのです。そういうスケールで見ると、今まで保存性であると思われてたものが保存性でないということにもなるんで、それはスケールの取り方次第ということになると思います。このことが一つと、それから、もう1つはその循環ということです。ここでは動態と書いてあるんですけども、循環という目でみると、それはある型がそれぞれあるんじゃないだろうかと思

ます。そういうタイプってのは保存的なんじゃないかなという風に思っているということです。そういう意味では土壌中における保存性物質の動態と物理性ということになるとですね、どうしても生物の関与といいますが、生物反応を考慮にいれておかないとなかなか究極的なことにはなり得ないだろうと思います。そうした場合に物理的アプローチが非常に難しくなる部分があって、それは今、福井先生が非常に適切に指摘されたわけですけども、そういうことを理解する場合に、先ほど、その循環のタイプをいくつかの類型に分けながら調べていくということによって、その類型毎の幅といいますが、ばらつきの範囲というようなものをだんだんに絞り込んでいけるんじゃないかなという風に考えているのです。

#### [司会]

どうもありがとうございました。時間も大体なくなってきましたが、この際、どなたか、最後のコメントでも頂きたいと思いますが、いかがでしょう。そいじゃ、どうぞ。

#### [岩田・茨城大]

私自身が、今、色々悩んでいるところなものですから。それが、どんな風なアプローチをするかって言う問題がかなり重なっているものですから、ちょっと話をしたいと思うんです。私自身が考えているのは、2つの側面から切らなきゃいけないんじゃないかという感じを持っています。1つは私達とはかくある方程式が出たり、ある法則が出ると、それが非常に全ての条件の中で成立するかのように思いがちで使います。私が今考えているのは、移流分散方程式がどうなんだろうということなんです。ナビエ Stokes の方程式から平均化してだしてくると、確率過程でだしてくるのがありますが、始めのナビエ Stokes の方程式の平均化の問題では、平均化できないものを平均化している過程があるんじゃないかという風に私は思っています。それから、マルコフ過程が成立しないと移流分散方程式がでてこないんですが、それもやっぱりマルコフ過程が本当に成立しているんだろうかということ、1つは私達が今まで何となく正しいと思ってたことをもういっぺん基本的に考えてみるのが大切だろうということが1つあります。それはある面では非常に基礎的な側面からの接近だろうと思います。私が思うのは移流分散方程式も非常に有効ですし、すばらしいものですが、やはり、1つの法則がでたときには必要なことはその限界、適応限界を明確にするっていうことがものすごく大切だと思うんです。そこら辺のことをどうやっていくのかということが1つあります。それともう1つは、波多野さんが言ったことに全面的に賛成なんです。私達も構造って言う問題をやったんですけど

も、だいたいみんなぬるぬるしてやめてしまってきたということが現状ですね。で、そういう時にやっぱり、だけどやっぱり何かやらなければ、中野さんもおっしゃってましたけれども、孔隙の形態の問題も含めて、やっぱり接近しないといけない。そのためには、やっぱり1つは僕はやはりデータのことに不均質な自然のフィールドの問題をやるときには、克明に丁寧に調査をして現状を或いはデータを蓄積するということが今非常にポイントになっているんじゃないかということが大事だと思います。波多野さんの場合、フラクタルを応用されましたが、僕は、研究室でも大ディスカッションを展開したんですけども、フラクタルを数年前に勉強したことがあるんです。けれども、僕は経験則だからダメだよと云いましてもうやめちゃったんです。しかし、このごろちょっと必要がありまして、勉強し始めましたら、かなり本質的な側面もふまえている面があるんですね。ことに、輸送変化の問題なんかってのは非常に扱いとしては面白い問題がある。しかも、それはよくわからないけれども、あの次元を明確にすることによっていろんなことを説明しようというたいへん大きな武器を持っていると思います。そういう点でフラクタルに限らずですね、新しいものにも目を、あんまり新しがりでも困ると思うんですけど、やはり新しいいろんな分野での発展をふまえながら、やはり無茶でも何でも少しやってみると。それで、ダメだったらダメだということが分かればいいのですから。何か、そういうことで、ことに私はいつも考えているんですけど、私達の頭ってのはかなり固定的にかたまっちゃってまして、新しいものを受け付けない側面がかなりあるんですけども、やっぱり、ことに若い方がこれは柔軟な頭でやって頂いて、思いきって非常識であってもそういうものを使ってやってみるというのが必要だと思います。やっぱり勇気っていうのが今求められてるし、そうなのかなという感じがしてるということです。

【司会】

どうもありがとうございました。これで総合討論はお開きにしたいと思います。皆様御協力どうもありがとうございました。



解 説

土壌中における溶解物質の移動予測のシナリオ

中 野 政 詩\*

Material transport in soils

M. Nakano

Faculty of Agriculture, The University of Tokyo

Summary

It is essential to make clear a system analysing material transport in soils, in order to increase food production and to conserve the natural environment. This report describes a quantitative concept of physical, chemical and biological phenomena making up a system of material transport in soils, such as pore structure in soil, absorption of ions to soil particles, capture of solid particles in pores, decomposition of organic matter, and dissolution and precipitation of chemical materials in soil water. In conclusion, it is stated in detail that prediction of material transport in soils will be successful after such actions are quantitatively described by using mathematical equations and after they are combined with material transport equations.

**Keywords :** Soil, Mass transport, Ion exchange, Particle migration, Material degradation, Material desolution, Precipitation  
(Soil Phys. Cond. Plant Growth, Jpn., 67, 51-57, 1993)

1. はじめに

土壌の中では、多種多様な物質、たとえば土壌鉱物や農業・肥料由来の無機イオン、無機化合物、懸濁微細固形粒子、あるいは生物体由来の炭水化物、タンパク質、油脂、あるいは炭酸ガス、メタンガスのような各種ガス成分などが集積したり、あるいは消失したりする。それは、土壌を構成する土粒子や有機物が移動中の物質を吸着したり、吸着していた物質を放出し土壌中の移動にゆだねるからにはかならない。人類は、古くから、植物の栽培、汚水の処理、施設の建設などにこうした現象を巧みに使いこなし、豊かな生物生産や快適な生活環境作りをすすめてきた。最近では、さらに、砂漠の緑化、土壌劣化の防止、水質の浄化など自然環境の保全のために、この現象を上手に活用しようという考え方が定着している。

その際にいつも求められている事は、物質がどのような原理によって土壌中を移動するのか、土壌中での物質の吸着や放出がどのような規則にしたがっておこなわれ

るのか、という事である。それは、とりもなおさず、溶解物質の移動予測のシナリオを求める事にほかならないと思われる。しかし、そのシナリオは、完成されているとはまだまだいい難く、詳しい研究を待たなければ正確に描きつくせない現状にあらう。しかし、現代におけるその必要性和重要性を思い、あえてここに、いま研究に努力が払われている事項<sup>1)</sup>を概観してみたい。それは移動予測シナリオのデッサンと言ってもよいものである。

2. 溶解物質の移動・集積・消失のシステム

土壌中における物質の移動は、ひとつには、物質が水に溶けて、水の中を拡散するか、水の動きに乗って土壌の間隙網をたどって発生する分散流および水のフラックスにより運ばれる移流によって行われる。ふたつ目には、ガス体として土壌空気中に存在し、土壌間隙を拡散する事によって行われる。ガスの分散流や移流による移動は、全圧を変化させるような特別な事情がないかぎり発生しないであらう。

\*東京大学農学部

キーワード：土中物質移動、土壌のイオン交換、粘土粒子の捕獲、有機物の分解、溶解と析出

土壌中の物質の集積や消失について、まず岩石の風化過程に生成された無機物質や土壌に投入された農薬・肥料物質について言えば、土壌中に集積することは、水に溶けて移動していた物質が粘土鉱物や土壌有機物など土壌構成物質に吸着されたり、固体状の塩を生成して静止する事である。また、土壌の外部からの投入が多くなったり、土壌鉱物の結晶中から溶け出して液相中の濃度が濃くなることでも行われる。土壌から消失する事は、水に溶けていた物質が水と一緒に土壌体の外部に流出する事であり、土壌の構成物質に吸着されていた物質が離脱して水中に放出されたり、固体状の塩や土壌鉱物から水に溶けだしたものが、水の土壌外流出により土壌外に排出される事でもある。

生物体由来する有機物質について言えば、土壌中で集積は、第一には生物体の分解によるところが大きい。しかし、注目する有機物質によっては、やはり水に溶けて移動してきた物質が土壌構成物質に吸着あるいは捕獲されたり、腐植物質を形成し土粒子の表面に付着して静止することによって行われる。有機物質の消失は、土壌微生物の働き等によって分解をうけてしまったり、やはり水に溶けて移動し水と一緒に土壌の外に流出する事によって行われる。有機物質については、つねに分解をうけて消失する方向が大きいと考えてよい。

ガス状物質について言えば、その集積は、固体状の無機物質の生成や分解、あるいは有機物の分解、土壌微生物や植物根の呼吸などがきわめて急激に進むときに発生する。その消失は、やはり水に溶けて水の移動により土壌外に流出することでも行われるし、水に溶解していた物が土壌空气中に析出して土壌間隙をガス体で移動し、土壌の外に消散していくことで行われる。

こうしてみると、土壌中の各物質の振る舞いは、移動・集積・消失の連鎖と、くわえて固相成分としての存在・液相に溶解した存在・気相成分としての存在および有機物相成分としての存在の連鎖という二重の連鎖の中にある、いわば一つのシステムを形成していると言うことができる。そこで、土壌中のある部位におけるある一つの物質の振る舞いは、次のようなシナリオの下に追跡されることになるだろう。

まず、注目したある物質が、液相中にも気相中にも固相中にも存在する場合を仮想しよう。そこで、注目した物質の液相・固相間のやりとりがなく、液相・気相間のやりとりもない、かつ液相や気相そして固相内では分解・生成もなく物質が土壌中を移動するような単純移動ケースを想像しよう。土壌中では、こうした単純移動ケースはまず有り得ない。この場合、単純に、液相中の移動追跡と気相中の移動を追跡し、液相および気相中に存在す

るものを追跡することで目的は万事達成される。

たとえ、液相中や気相中でのその物質の分解・合成が発生しても、なお液相・固相間のやりとりもなく、液相・気相間のやりとりもない、かつ固相内での分解・生成もないような場合には、まだ液相・気相における移動計算によって液相中・気相中にあるものの追跡をおこなうことでよい。このケースで、液相と気相間のやりとりが併発しても、そのやりとりを移動計算のさいに考慮すれば、追跡の型はこれと変わることはない。

さらに、物質の液相・固相間のやりとりが併発する場合でも、化学的反應を受けて液相中に存在したときに持っていた性質を固相中では失ってしまうといった性格のものである場合には、その追跡はまだ単純移動ケースの場合と同じ形式ですむ。

しかし、それ以外の場合、つまり、物質が液相から消失しても、たとえば固相に吸着されてもなおその性質を維持し続ける場合であるとか、固相中で、次々に新しく生産され、かつ水に溶解し続けるような場合には、液相中や気相中に存在するものについて追跡することと平行して、固相中に存在するものの量的な変化を追跡しなければならない。言うまでもなく、この場合、移動は気相と液相それぞれについて計算し、集積や消失は液相、気相、固相のそれぞれに存在するものの総和として示すことになる。もちろん、三相それぞれの移動速度の比率や存在比率を示すことがきわめて重要で、かつ必要である。土壌では、このケースが普遍的なケースである。

このようなやり方で物質を土壌中で追跡する事は、その移動・集積・消失が土壌の中のどのような所で行われているかを明らかにする事に他ならない。ところが、土壌のミクロな構造は土壌ごとに異なり、多様なものがある。そこで、土壌中の物質追跡を試みるには、追跡を試みようとしている土壌の構造をあらかじめ把握する事が要求される。ついで、追跡しようとしている物質の物理的、化学的、生物的变化あるいは変質、さらに固相や液相、それに気相の中での形態についてまえて理解しておく事が要求される。

### 3. 土壌の間隙特性と水・ガス移動

物質の移動は、土中水や土中ガスが移動する土壌間隙の中で行われる。従って、その移動追跡は、土壌の間隙構造の特徴に応じて発生する水とガスの移動を適切に追跡しうる数理モデルを構成しなければ適正に行われない。

土壌には、マトリクス間隙とマクロ間隙がある。それらの大きさの境界は小さいところで取れば径75  $\mu\text{m}$  ぐらい、目視の範囲で言えば、1000  $\mu\text{m}$  ぐらい<sup>2)</sup>にあるとい

う。マトリクス間隙は、土粒子が集合してできたすきまであり、土壌が持つ基本的な間隙である。それは、団粒構造がない土壌では単純に不規則な網目形状をとって広がっている。団粒構造が発達した土壌では、このマトリクス間隙は、さらに2種類に分かれる。すなわち、団粒内マトリクス間隙と団粒外マトリクス間隙に分かれる。マクロ間隙は、植物の根跡、土壌動物の活動跡、乾燥亀裂、力学的なせん断跡などである。その大きさ、長さ、形状は、土壌によってまちまちである。

土壌中の水の移動は、従って、マトリクス間隙を移動するものとマクロ間隙を移動するものに分かれて行われる。砂の水移動は単純な網目形状をとるマトリクス間隙をたどるものだけである。しかし、通常、土壌では、ほぼ確実に団粒構造が存在し、マクロ間隙も形成されているので、水移動はその形態によって異なった状況になる。すなわち、地表から雨水やかんがい水が浸潤するような場合の水移動では、団粒構造下のマトリクス間隙を経由する水移動と、マクロ間隙を経由する水移動とが共存する。とはいえ、マクロ間隙を通る移動が最も早く、しかも大きい。ついで団粒外マトリクス間隙を通る移動、そして団粒内マトリクス間隙を通る移動の順に遅く、かつ小さくなる。大雨の土中への浸透のような場合の水文学的スケールでは、マクロ間隙が主役となることがあろう。それも、空洞のように大きいもの、たとえば通路空隙とも言うべきものが主役であろう。それに対して、蒸発により地表に向かう水移動や蒸散による植物根に向かう水移動では、マトリクス間隙を通る水移動が主役になる。この場合、団粒外、団粒内の水移動の区別を重みを付けることは困難であり、両者がどうじに複合して働くものと考えられる。

ガスの移動は、土中空気が存在する間隙、つまり空気間隙の中で行われる。概して言えば、土中水分が多い状態ではマクロ間隙がその主役となり、土中水分が減少するにつれてさらに団粒外間隙が加わり、さらに土中水分が減少すれば団粒内間隙もガス移動を行うようになろう。ただし、この際の空気間隙は決して気相率で表される間隙ではない。正確には、通気空気率といった用語を用いて言うような土中空気が連通している間隙である。言うまでもなく、これは気相率より小さくなる。土中水分が多いほどその差は大きく、土中水分が小さくなるにつれその差は殆ど無くなるような性質のものであろう。

ところで、粘性土、それもモンモリロナイトを50%以上も含むような土壌では、もう一つの間隙の形態がある。モンモリロナイトは8枚前後の薄い板状の鉱物が積み重なってあたかも一つの粒子のように振る舞う粒子構造をとっている。これは層状体と言われる。この層状体の間

には水を持つ事が出来る。モンモリロナイトを含む粘性土の土壌では、そのため、層状体がまた幾つか集合して団塊を作り、この団塊が集合してマトリクス間隙を作ると考えられる。従って、この土壌では、マクロ間隙やマトリクス間隙の他に、マトリクス間隙よりさらに小さい、板状の鉱物の間にある間隙、すなわち層間間隙が存在する。そして、この層間間隙も水分量が多いときは水が通る隙間になっているとみられている。水分量が小さくなったときにもこの層間間隙が水の通路となっているかという疑問には、そうになっているとはわかには答えにくい現状にある。

粘性土におけるガス移動では、層状体を作る団塊間にある間隙がその通路であり、層間間隙はまずその通路となる事はない。粘性土で空気間隙が発生するのは相当に土中水分の少ない乾燥状態になっているときであろうと思われるが、その通気空気率は、一つ一つの間隙が極めて小さいことから、間隙ネックのいたるところに水が凝集していわゆる液島が形成され、間隙の連続が分断されていると想像されるので、気相率よりかなり小さいものとなるであろうと考えられる。それで、粘性土のガス移動もやはりマクロポアが主役を果たすものと見られる。

#### 4. 土壌中における物質の物理・化学・生物的な挙動

##### (1) 粘土粒子や有機物による物質の吸着・離脱

物質の吸着と離脱は、土壌中では一種の物質交換反応である。しかし、液相からみても固相からみても両者はただ方向が反対向きで生じる現象で、物質の保存を移動学的に見る場合、離脱は数式の上では負の記号を取る吸着項として処理してよい。粘土粒子の表面には、負荷電が並んでいる。正荷電も持っているが、それは負荷電の1/10程度である。腐植も負荷電を持っている。そのため、無機化学物質やタンパク質、脂質の一部などの電解質との間では静電力が働く。また土壌中の微細間隙に残された生物由来の有機化学物質との間には、共有結合ないしは水素結合が行われる可能性がある。こうして吸着が生じるが、それは瞬時的に行われるものとみなされている。そのため、吸着されている物質の量と水に溶けている物質の量との間に平衡が常に成立していると考えられている。吸着する物質と吸着される物質との間に働く力の大きさは、その組み合わせによってことごとく異なっている。粘土粒子と無機イオンの関係についていえば、陽イオンでは、2価のイオンの方が1価のイオンよりも強い静電力が働き、一価のイオン同士ではイオン半径の大きいセシウムのほうが半径の小さいナトリウムに比べて大

きな静電気が働く。また、陰イオン同士では、珪酸イオンの方が硝酸イオンよりも強く吸着される。そのため、粘土粒子あるいは有機物とイオンとの間には物質の組み合わせのことごとくに特有の関係式が成立していると思われる、これは吸着平衡曲線と呼ばれている。吸着平衡は、また、注目した物質のみの量的な状態だけでなく、液相中に共存する多種物質や吸着されている多種物質の種類や量、それらの総量などによってもことごとく異なっている。例えば、グラフの上の一方の軸に吸着されている全ての物質に対する注目している物質の分率をとり、もう一方の軸に土中水中に溶解している注目物質の濃度分率を取ってこの吸着平衡曲線を描いてみると、直線で表される物もあり、上向きに凸の曲線になるときもあり、下向きに凸の曲線になる事もある。今のところ、この吸着平衡曲線をケース毎に一つ一つ測定して、土壌中での吸着の状況が見積もられている現状である。しかし、注目した物質が複雑な構造を持つ高分子物質であるとか、土壌構成物質との間に働く作用がよく把握しえないような物質である場合には、単に吸着される量が液相中の濃度の関数となるとするとフロイドリッヒ式、あるいはラングミュア式のような単純な物理式を利用することもよく行われてきた。

## (2) 微細固形粒子や微生物の捕獲とフラッシュ

固形粒子の代表として粘土粒子を見ると、その大きさは単粒では約  $2 \mu\text{m}$  以下であるが  $30 \mu\text{m}$  程度の団粒をつくっている。微生物は、細菌で代表すれば  $5$  ないし  $0.2 \mu\text{m}$  の大きさである。一方、土壌のマトリクス間隙は  $\text{pF}3$  相当の間隙で  $3 \mu\text{m}$  ほどの大きさがある。 $\text{pF}2$  相当では  $30 \mu\text{m}$  である。つまり、微細な固形粒子や微生物を懸濁しているような、いわゆる汚濁水が土壌表面に供給されたとき、あるいは降雨中の雨滴の衝撃による土壌団粒の破壊により土粒子が分散するようなとき、水の土壌中への侵入とともに固形粒子も微生物もやはり土壌中を移動し、土壌中のどこかに集積する。この集積は、土壌による捕獲といわれる。

こうした捕獲は、第一に、土壌間隙の径より大きい物質は間隙を通過することが出来ずに間隙の入り口に引っかかり間隙を閉塞するように行われる。これは機械的ふるい作用による閉塞といわれる。第二に、間隙を通過中の物質が間隙の壁に近づいて壁に接触するようなとき、物質は壁に付着し間隙径を縮小するようにも行われる。これは運動学的作用による閉塞といわれる。第三に、間隙の中にある水のなかでも物質は沈降運動をすることもあり、間隙がちょうどT字路のようになっている所で沈積するようにも行われる。これは沈積作用による捕獲と

いわれる。もちろん、表面に荷電を持っている微粒子は間隙の壁との間で静電力を働かせて捕獲される。このような捕獲現象は、土壌の透水性を減少せしめることになる。

土壌による微粒子や微生物のこのような捕獲は、やはり、すでに捕獲されている量および水中の懸濁物質の濃度によって左右される。しかしこの場合、更に、水が移動する速さ、すなわち水の移動フラックスによってその程度が左右される。水の移動フラックスは水圧と透水係数によって決められるため、捕獲は水圧の大きさおよび透水係数によって異なるといわれることもある。もちろん、土壌間隙の大きさおよび粒子径が大きく効いている。また、土壌水分量によっても左右される。しかし、捕獲量とこうした諸因子との間の関係は、種々のものが提案されているとはいえ、定説的なものはまだ挙げる事ができない。追跡の目的や土壌条件、微粒子や微生物の特性に応じて、適切な関係を個々に調べて使う現状である。従来、やはり、懸濁粒子の場合やウイルスの場合に、フロイドリッヒ式、ラングミュア式を用いてうまくその移動と集積を追跡した例もあったようである。

微細固形粒子や微生物の土壌からの消失は、フラッシュと言われる。つまり、流速の大きい水の流れが与えられたときに、土壌中に集積していたものが洗い流されるような現象である。フラッシュの程度は、水移動のフラックスの大きさ、従って侵入水にかけられる外部水圧の大きさによって左右される。しかし、フラッシュは、人工的な浄水槽のなかでは見られても、自然界に生じる土壌中の水移動ではまず発生しないと考えられる。

微生物の土壌からの消失では、微生物には自走性があり自ら移動する事でも行われると言われている。しかし、その詳細な現象はまだまだ明らかではない。微生物の消失は、なんとといっても、個体の過増殖、土壌環境の急激な変化や栄養の極端な不足などに見まれて生命活動を終え、生体が分解されるといったような生物学的な原因によるものが大きいとみられる。これは、生物体由来の有機物の分解の範ちゅうで考えられよう。

## (3) 有機物の分解と放射性物質の崩壊

生体は、水のほか、でんぷんやセルロース、ペクチンなどの糖質、タンパク質、脂質、リグニン、タンニン、それに灰分などから構成されている。土壌中に残された植物や動物の遺骸は、機械的に細粒化され、微生物により分解され、分解生成物として各種の有機化合物を土壌中に放出する。また、この分解過程では、単糖類の縮合であるとか、アミノ化合物と糖質やリグニンとの反応であるとか、リグニンの解重合等が生じ、腐植物質が合成



される。最終的には、この腐植物質も分解され、生体由来のすべての有機物は炭酸ガス、アンモニア、硝酸塩などに姿を変えてしまう。

この各種有機化合物の分解速度は、その物質の現存量に比例する。従って、注目した有機物の量は、土壌中で時間の経過につれて指数関数的に減少する。その比例係数は、分解係数と言われ、注目した物質毎に異なっている。たとえば、でんぷん、単糖、タンパク質などの分解係数は  $3 \times 10^{-1} \text{d}^{-1}$ 、セルロースについては  $8 \times 10^{-1} \text{d}^{-1}$ 、リグニンでは  $5 \times 10^{-4} \text{d}^{-1}$ 、など<sup>1)-3)</sup>が与えられている。この大きさの違いは相当に大きく、そのため糖質やタンパク質は早々に土壌中から姿を消してしまうので、易分解性有機物と言われている。リグニンは長い間土壌中に見られ、難分解性有機物と言われている。一つの物質についてのこの比例係数は、分解者である微生物の生息状況によって変わってくると思われる。しかし、それは物理的には温度の違いにより大きく変わるものと言いつて変えて解釈されている。また、土壌の質たとえば粘土鉱物の種類や量によっても異なる。さらには、分解有機物質の現存量によっても変化すると思われるが、これは定かではない。つまり、気候条件、土壌条件により独特の値を取る。長期間にわたって注目物質の分解・生成を追跡しようとするときには、この比例係数は、温度、経過時間あるいは現存量の関数として扱うことが必要になる。

土壌中の有機化合物は、長い時間スケールでみれば、消失過程のみが行われる。しかも、注目した物質の消失は、化学変化を受けて他の物質に変わってしまうもので文字どおりその場で消えうせるものである。

しかし、注目する有機化合物が有機物の分解過程で生じる中間生成物の場合、注目した物質がまったく性質の異なる親物質から化学変化によって発生する速度がその分解消失速度を上回るときには、土壌中での集積がみられる。

有機化合物の土壌中への集積は、なんといっても、自然的にも人為的にも生物体の土壌への投与がその分解を上回るほどに行なわれることによって進行する。例えば、稲藁を連続的に投与すると300年ぐらまでは年々有機物が蓄積されていくという予測がある<sup>1)</sup>。

有機化合物の分解の場合、分解者である微生物は有機物に付着して生息しているであろうので、おそらくその分解は、土粒子に付着しないしは吸着した有機物およびその分解生成物の分解が主体であり、土中水に溶け出した有機化合物の分解現象はかなり少ないと思われる。

さて、放射性物質の移動・集積・消失については、これまで有機化合物に関して述べてきた事項が、ただ有機

化合物を放射性物質と読み変えるだけで、そのまま適用できる。また、電解質について述べた事項もそのようにして適用できる。つまり、放射性物質も、親物質の崩壊から注目する物質が生成され、注目物質は崩壊により性質の異なる異種の物質に変化することは有機化合物のケースと変わりがない。しかし、土中水に溶解した状態であっても、土粒子など土壌構成物質に吸着されていても、それぞれ同等の重みで常に崩壊を起こし、こうした変化を継続し続けるという点は有機化合物の場合と異なると思われる。

#### (4) 化合物やガスの分解・生成と水への溶解・析出

無機化学物質にしても有機化学物質にしても、またガスにしても、それ自体の分解・合成は言うまでもなく化学反応である。これの土中水への溶解・析出現象も、また、物質は水と化学反応していると考えられる。土壌中に水が停留しているか、あるいは水の移動があってもフラックスが極めて小さい、例えば  $10^{-6} \text{cm/s}$  以下のような場合は、反応物質の供給がないし、物質と水分子との接触時間が長いわけで、その反応は平衡に達していると考えられる。しかし、水移動がそれより速い場合は、反応物質が常に供給され、分解・生成あるいは溶解・析出が発生し続ける。土壌では、これが日常である。この場合の反応は、大方の物質ではやはり瞬間的に生じるものと考えてよいが、遅いものもあることだろう。ちなみに水の解離反応の速度は特別に速くて1マイクロ秒以内と言われているが、金属たとえばクロムや鉄とシアンなどの錯体形成の反応の場合では数日から数十日を要するような極めて遅いものもある<sup>2)</sup>と言われている。ガスの溶解・析出の際の水との反応はだいたい瞬間的なものであり、常に平衡状態にあると考えてよい。

そのため、このシナリオで必要な注目する物質の分解・生成あるいは溶解・析出速度はこの反応速度を知ることによって与えられる。この速度は、やはり、注目している物質の現存量に比例する。しかし、注目物質と反応するカウンター物質、あるいは共存する生成物質の現存量にも比例する。その比例係数の大きさは、物質の活性化エネルギー、あるいは物質のイオンの価数、イオン径、イオン拡散係数、などに左右され、物質毎に異なったものになる。また、温度にも大きく左右される。

つまり、物質の液相における分解・生成あるいは溶解・析出の速度は、pH、温度、水の圧力、さらに注目物質の現存量、共存物質の種類と量によって影響される。加えて、土中水の移動フラックスの大きさが、関係する物質の供給に関わるとともに固相や気相との接触時間を左右するので、反応速度に大きな影響を与えている。

## 5. おわりに、

溶解物質の移動予測のシナリオは、以上の様な事項それぞれについて仮説なり、実験的關係なり、経験的な規則なりに基づいて明らかにした上で、液相中の移動、気相中の移動、そして固相中の変化を数学モデルで表現し、注目した物質の保存則をたてることで完成する。つまり、移動式系は、水の移動式、液相中の物質の移動式それに気相中の物質の移動式の都合3つの移動式に、固相成分の保存式を加えた4個の式の連立系になる。このシナリオの結末は、このように描かれた諸式の連立解を求めることで飾られることになろう。これが移動予測の数理モデル解析と言われるもの姿である。言うまでもなく、このシナリオの結末の章では、土中水の移動予測があらかじめ正しく行われていることが前提となっている。

このシナリオの信憑性、すなわち数理モデル解析結果の信憑性であるが、液相における物質移動に関しては、移動則の中で液相に溶解している物質の濃度勾配に掛け合わされる分散係数の慎重な決定がその信憑性を左右する。また、保存則では、固相から液相に加えられる物質の正負の輸送あるいは気相から液相に加えられる物質の正負の輸送を表現する諸係数の慎重な決定、それに液相中で発生する物質変化を表現する係数の慎重な決定などが予測結果の信憑性を左右する。気相における移動では、移動則では分圧勾配に掛けられる見かけ拡散係数のうちの通気間隙率の慎重な決定が信憑性を高める鍵である。その保存則では、液相からの正負の輸送を表す係数および気相中で発生する物質変化を表す係数の慎重な決定が鍵を握る。また、固相中の変化では、液相への物質の正負の輸送を表す係数の決定、および固相中で発生する物質変化を表す係数の決定が鍵になろう。

数理モデル解析結果の信憑性は、もう一つ、境界条件によって決定される。土壌中の物質移動は土壌の内部だけで外界から孤立して発生することは殆ど無く、土壌外部から物質が表面に投与されて初めて発生するものである。土壌内部で溶け出した物質、内部で発生したガスがあっても、それは土壌表面を通して外部に出ていく。つまり、土壌の物質移動の世界は、大気—植物—土壌—地下水—河川—海の連結体の一部であり、大気や植物それに地下水は、土壌中の物質の吸収や注入にあたって土壌に何らかの作用力を働かせるものと考えておいてよい。人為的な物質投与もこの上に乗って大きな作用を与えていよう。こうした作用力を正しく評価して境界条件として設定しているかどうか、これが信憑性の高いシナリオであるかどうかを判断するもう一つの重要な鍵である。

さらに、もう一つ、信憑性を高めるのに初期の状態の正しい設定が必要である。自然現象は、常に変動している。将来の推測を始めるために現在の状況が実測されなければならない。

## 参考文献

- 1) 中野政詩 土の物質移動学 東京大学出版会 1991
- 2) 土壌物理性測定法委員会編 土壌物理性測定法 養賢堂 1972
- 3) LYNCH 土のバイオテクノロジー 博友社 1985
- 4) 大滝仁志他 溶液反応の化学 学会出版センター 1989
- 5) CAMPBELL パソコンで学ぶ土の物理学 鹿島出版会 1987
- 6) 藤縄克之 汚染される地下水 共立出版 1990
- 7) 日本土壌肥科学会編 移動現象 博友社 1987
- 8) 日本土壌肥科学会編 土壌の吸着現象 基礎と応用 博友社 1981

(受稿年月日1993年4月12日)

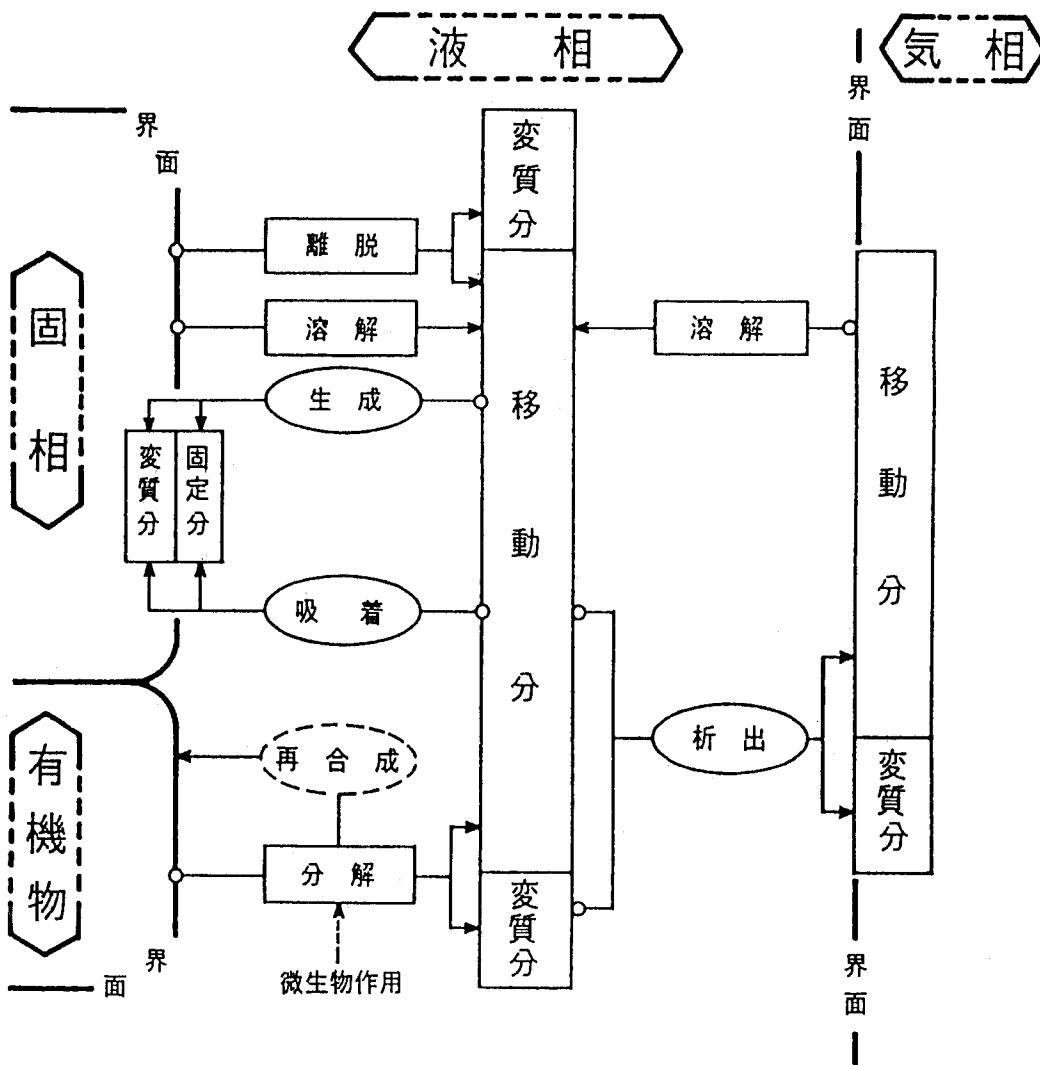


Fig.1 土壤中の溶解物質の交換ルート図

□印は液相に入るもの、 ○印は液相から出るもの



資 料

環境質のための土壌科学

—知っていることをどう知るか?\*

B.P.ワーケンチン\*\* 著  
溝口 勝\*\*\* 訳

(Soil Phys. Cond. Plant Growth, Jan., 67, 59-64, 1993)

要 旨

私たちが持ち合わせている環境問題に応用可能な土壌の情報は私たちが土壌科学で求めてきた問題の種類に依存することが論議される。いろいろな種類の問題を問ってきた過去150年間は4つの時代に分類される。最後の時代には最初の時代と同じ問題があったりする。今や私たちの考え方が作物生産へのインプットとしての土壌から変わりつつある時に、地球の変化に介入する土壌プロセスを強調する一つの見通しを与えるために、これらの時代の特長が論じられる。

土壌科学の情報をどのように環境質の関心事に応用するか？私たちは応用可能などんな土壌科学の情報を持ち合わせているのか？土地との関係は明白である。すなわち、水質は土との相互作用に起因する。これをどう理解しその理解をどう応用するのかがもっと複雑である。本論では土と水との相互作用についての知識に土壌科学の流れがどのように環境質決定に対して影響しているのかを理解するために、その流れのいくつかを見てゆく。

要は私たちは問う問題の種類によって私たちの知っていることを知るのである。問題様式は直線的な進み方ではない。むしろ螺旋形である。私たちが現在いるところと150年前に問われた問題の間にはいくつかの類似性がある。しかし違いもまたある。つまり、螺旋であって円ではない。私たちは決して同じところにもどっているのではないのである<sup>1)</sup>。私たちは前世紀に一般的で地球的な問題を問い、細かな研究に成功し、そして今また一般的でエコロジカルで地球的な問題に戻ってきた。私たちは

細かな見方をしていたときには一般的なエコロジーを問題にしなかった。そのため、土壌が環境の健康にどのように作用するのかという問題に対する解答を見いださなかった。私たちは特定の問題を問い、優れた技術的な解答、すなわち最も成功したものとして作物生産のための土壌管理を見出した。

一つの学科の中で問われる問題はその学科の教育や社会が抱えている問題あるいは個々の科学者の経験に依存している。学科が作られる以前、土壌科学の初期の時代には異なる科学の学科(化学、地学、生物学など)から人々がやって来て異なるアプローチをもたらした。その効力は北アメリカよりヨーロッパで長く続いた。この重大効力の影響は検討されないうままでいる。

トーマス・クーンは著書科学的革命の構造の中で科学における支配的観念に着目し、それらが徐々に変化することではなく段階様式に変化することを見いだした<sup>2)</sup>。彼はその段階をパラダイム変化と呼んだ。各時代にはその時代の支配的なパラダイムがあり、それが私たちの問う問題を決定する。もちろんそのパラダイムに従わないへそまがり者もいる。プレートテクトニクスは地学における最近のパラダイムシフトの最たるものであった。そうしたシフトの後に、科学活動の大部分が科学の隙間を埋めてゆき、新しいパラダイムに基づいて観測された現象を説明している。しかし徐々に説明できない問題が蓄積され、そして誰かがそうした問題を説明する新しい見方、つまり新しいパラダイムを提案する。そんな訳で支配観念には穏やかな変化はなく、飛躍の繰り返しと埋め込み時期があるのである。

土壌科学における主要な時代を振り返る前に、資源に

\*Soil Science for Environmental Quality—How Do We Know What We Know?, the Journal of Environmental Quality, 21, pp. 163-166 (1992)

\*\*B. P. Warkentin, Department of Crop and soil Science, Oregon State Univ., Corvallis, OR 97331-2213, U.S.A.

\*\*\*三重大学生物資源学部

対する私たちの一般的な姿勢の変遷について言葉を整理しておく。土は天然資源の一つである。制度や法律に映し出された姿勢が私たちが土壌科学ですべきことを決定する。

ブレイメン大学のウィンター<sup>3)</sup>は更新可能な資源に対する姿勢を4つの時代に分類した。最初の時代では、資源の消費が低く、ゴミは有機物的で容易に再生され、社会には資源の使用方法を定める規則はほとんどなかった。次に、資源開発、更新不可能な資源の高度利用、毒性汚染物質の放出、そして開発の利権を保障するあるいは天然資源の配分を規定する法律が増加した時代へと移り変わった。アメリカ西部における土地 (homesteading, 自営農地法) と水資源利用の法律 (appropriation doctrine, 専有主義) はそのよい例である。この時代は汚染された環境を処理する必要性を反映しつつ、自然を計画管理する時代に譲られた。分配を基本としていた法律は環境保護法や環境浄化法に変わった。これらの法律は既にわかっている状況を取り扱ったが、これから出現してくる問題を扱うには不十分であった。この状況が最近になって、環境への配慮が他の政策立案の一部にさえなっている今の時代に引き継がれた。環境的な関心は持続的発展 (sustainable development) という概念の中で、経済学上の計画に統合されるに違いない。水質は汚染防止法によって保証されるわけがなく、作物生産の実践の一部になる。

それでは、こうした背景を踏まえて土壌科学における支配的な時代を見てゆこう。

### 1850年以前

土壌科学の最初の時代は1850年頃に終わった。これは実に多くの変化がこの時期あたりに起こったということで都合のいい年である。1847年、土壌科学の曾祖父の一人でヨーロッパの地理学者、パロン・アレクサンダー・フンボルトがコスモスを著した。この中で彼は自然界について知られている全てのものを統合しようと試みた<sup>4)</sup>。

これはそうした統合の最後の試みでやがて時代遅れとなった。知識は有限ではない。私たちにそうした統合などできないが、全ての科学と文化を理解できる人間に対してはルネッサンス・ウーマン (Renaissance woman) というフレーズを用いて、いまだにその統合を懐かしみながら語っている。しかし1850年頃以後、その活動はディリッタント (素人評論家、dilettante) という言葉によつ

てより正確に記述された。ただしそのことは一つの試みではあるが不成功に終わっている。

1850年に利用できた土壌の情報はかなり一般的なものであった。私たちの知識の中には一つのエコロジカルな色調があった。そのほとんどは技術に由来する。たとえば耕うんの必要性や鍬についての研究は私たちに土壌管理について多くのことを教えた。私たちは自然システムを一般的に記述したが、この時期はその記述を受け入れることから、自然システムを知る方法として実験的な測定に変わりつつある時でもあった。

### フォン・リービッヒの影響 (1850—1910)

1850—1910年の第2期は土壌分析と静的性質の研究の時代であった。草分けの出来事はたぶんリービッヒの著書「農業と生理学への応用における有機化学」<sup>5)</sup>がドイツとイギリスで出版されたことであった。ジーセン大学で働いていたフォン・リービッヒは腐植理論を信用せず、農業生産に別々にインプットする時代を先導した。これはいわゆる“疲弊土壌”の現象が一般的に知られていた北アメリカでは非常に関心が高いものであった。当時疲弊土壌の解決策は西部に移動するか肥料を使うことであった。リービッヒの本は農業の実践に多大な影響を及ぼした。栄養素の土壌分析と共に農芸化学はおよそこの時期に始まった。やがて全要素成分の分析は信用されなくなったが、その分析はさらに進んだ研究方法を開いた。1850年までハーバードとエール大学でこれらのトピックスに関する講義があった。「農業科学の出現—ジャスタス・リービッヒとアメリカ人 (1840—1880)」<sup>6)</sup>というタイトルで1975年に出版されたマーガレット・ロスターの本の中に、この時期の優れた記述が引用されている。

1850年以降、他の多くの変化が足早にやってきた。1845年は最初の人工磷酸肥料が作られたということで注目に値する。1849年にはバルチモアで最初の混合肥料が製造された。1851年には農場面積と研究室についての近代的な概念をもつ最初の農業実験場がライブチヒ近郊に作られた。アメリカでは州立の農業大学が開校された。1857年創立のミシガン農業大学は現存する最初の大学として誉れ高い。早期に創られたいくつかの大学、たとえば1853年にニューヨークに創立されたものは生き残れなかった。1862年の年にモリル法 (Morrill Act.<sup>\*1)</sup>、1887年にハッチ法 (Hatch Act.<sup>\*2)</sup> ができた。1908年にはアメリカ農学会 (The American Society of Agron

\*1アメリカで南北戦争中に制定された、農科大学を設立を目的とした公有地払い下げの法律。これによって設置された大学をランドグラント大学 (land grant college, 土地交付大学) と呼ぶ。

\*2州立大学が先導してアメリカ農務省 (U.S. Department of Agriculture, USDA) と共同研究をすることを認めた法律。

omy) が設立された。

土壌化学が先ずリードし生物学的な研究が遅れて出てきたことは驚きでもなんでもない。生物学的研究は結局パスツールの業績が一般に知られるようになった1860年になってからである。土壌水では、1850—1910年の時期は飽和土中の水の流れから不飽和土中の水の流れに関する基本的な考えができたダルシーからバッキンガムの時代ということで注目に値する。グリーン・アンプト式は1911年である。ウルニー雑誌「農業物理学に関する研究」(ドイツ語)の1800年代後期の出版物は土壌の物理性と測定法の多くを確立した<sup>7)</sup>。

この時期の終わりまでに近代的な様式の教科書が利用できるようになった。その章だては今日使われている教科書と同じである。1907年、フレッチャーがミンガンで土壌というタイトルの本を出版した。<sup>8)</sup>「土」に関するキングの本<sup>9)</sup>は1895年である。ラッセルの「土壌条件と植物生育」の第一版<sup>10)</sup>は1912年に出版された。

この時代、私たちは土壌管理に関連する特定の問題を扱った。土壌の構成と管理に関する知識を築いた。正解は問われる問題を通して得られた。今では数分でできるような土壌試料の磷酸分析を当時リービッヒの研究室では完了するのに2日間要したかも知れないが、とにかく磷酸肥料の基本的なアイデアはその時に確立された。

### 土壌科学 (1910—1940)

次の時代は概ね1910年から1940年と見られる。私たちはこの時期を土壌科学自体が、特に広範囲に広がる資源として研究された時期として特徴づけられるかも知れない。土壌分布図、地学の貢献、野外土壌に対する化学が天然資源の分配問題に応用された。

1800年代の後半に、ドクチェフはロシアの風景の違いに基づいて土壌分類と土壌起源に関するアイデアを作り上げた。彼のチェルノーゼム報告はドイツを経て1880年代以降にアメリカにたどり着き、今世紀初期までに土壌についての考え方に影響を与え続けていた。ヒルガードはいろいろな土壌にどんな使い方ができるか、どこで木綿を生育すべきか、土壌と気候に関する報告などといった問題を問いつけた<sup>11)</sup>。これは巨視的にみた土壌の変動性の研究であった。

景観スケールの土壌の侵食と保全の問題はこの時期に出てきた。土壌と関係のある水質の問題はまさにかんがいのための水質の問題であった。この時期は資源開発と資源利用の規制の時代であった。資源の質を保護することへの関心は後から出てきた。

### 土壌技術 (1940—1980)

1940年から1980年の次の時代は土壌技術の全盛期で、一回につき一変数を研究するベークンの概念の開花の時代であった。構成要素が研究され、土試料がしばしば土壌と混同され、微量の土試料が試験管の大容量の溶液の中に加えられ、乾燥しふるい分けられた土のコラムが土壌プロセスを研究するのに用いられた。平衡状態が一般的に仮定された。作物生産がこの努力の原動力であり、管理システムよりインプットが強調された。土壌は農業生産に対する唯一のインプットであった。経済学モデルの中で、土壌は固有価値ではなく単なる付加価値を持つものとされた。もしも土壌が希少なものであったならばその価格が上がるので、私たちは別のインプットに代えたであろう。この努力からすばらしい線形的な問題解法が生まれた。

この時期には一般的に直感があまり使われず、プロセスからの推論も強調されなかった。たとえ短期間とはいえ効き目を測ることが良いと考えられた。これは様々な構成要素についての問題を問うのに大変生産的な方法であることが判った。たとえば、最大作物生産のために窒素肥料をどれくらい加えるべきかという問題である。したがって、1、2年以上の時間スケールを持つプロセスや現象を進展させるような情報はほとんどなかった。実験は短時間で、土壌中の長期的な変化は予見されず、研究されなかった。この時代に作物輪作に関してどれだけの論文が出版されたであろうか？その結果、土壌中の生物学的プロセスについての関心あるいは理解は全く進展しなかった。統計と平衡が仮定されたのだ。

問題は単純な問題からひねくれた問題の範囲で分類され得る。単純な問題は全てのピースがあって全ての形がわかっているジグソーパズルに例えられる。それはピースを正しい向きに並べていく問題である。問題が難しくなるにつれて、ピースのいくつかが紛失し、形もわからなくなり、そしてかなり後になってからピースがどんなだったかわからなくさえる。社会的な問題がひねくれた問題の一方にあるのに対して、技術的な問題の大部分はこのスケールでいう単純な問題の一方にある。

1960年代、アーバングラント大学制度(都市交付大学, Urban grant university system)に対して貧困や(雇用)機会などの都市型問題を解決するよう提案がなされたが、同様にランドグラント大学(土地交付大学, land grant university)は農業生産の問題を解決する上で大いに成功した。私たちが現在アーバングラント大学を持たないのはランドグラントの成功が比較的単純な線形的生産問題と一緒だったからである。同じ制度は地

方機会のような比較的複雑な問題に関してはほとんど成功しなかった。問題の種類のごくこうした影響の別の局面は、農業化学工業がランドグラント大学での研究を統制するかといった今の論争である。私はこの局面は「化学の金」が実験の種類を決定するというよりはむしろ単純な線形的インプット問題が強調されていることだと思っている。私たちは今やもっと複雑な問題を問うことを学んでいるのである。

この時期に私たちが求めた問題はどのようにして環境質に関する解答を決定したのだろうか？土壌中の殺虫剤のような合成有機物の吸着や移動に関する研究から、私たちは殺虫剤が土壌中のごく限られた範囲を動くだろうと予測した。地下水は危険ではなかろうと。この結論は攪乱した土試料を用いた純平衡実験に基づいたものであった。この時期の終盤まででそうした結論が選択の流れを伴う自然土壌系でのきわめて微量な殺虫剤の移動に対しては正しくないことを知った。私たちの求めた問題が私たちは土について何を知らなければならないかを決定した。また私たちはリンは土壌中で全く動かないので排水では問題とはならないだろうと予測した。今では環境質を考慮した水質基準はある排水中のリン濃度と同じである。

実験の短さとそれに付随する土壌の生物学的プロセスへの不注意のため、私たちはこの時期の終わりに出てきたいいくつかの関心に対して未防備だった。土壌の変化は緩やかである。生物学的プロセスを引き起こすまでに系は5年のオーダーを要する。したがって、そうした土壌の生物活性変化は一年や二年の野外実験ではわからなかった。私たちの導いた結論は私たちの求めた短期間の問題に対しては正しい。しかしながら、私たちはこれらのプロセスを理解し、そのプロセスを基にして直感的に理由を考えているうちに、異なる実験が異なる結果を与えるだろうということがわかった。

もう一つの関心は相互作用に関するもので、それは土壌システムの研究では説明するのがきわめて難しい。実験では一回に一つだけの要因を考えるとというベークン学派の型はきわめて生産的ではあったが、そのため私たちは相互作用や連結やエコロジーについて深く考えなくなった。私たちの問う問題のためにあるものが見失われる可能性がある。私たちが受け入れあるいは忠実に使っている統計手法は測定された作物の反応に関して土壌の変動性の効果を除去するように作られた。そのため統計手法は土壌変動性の性質と役割について多くのことは教えないことが予期される。

土壌技術の時代は私たちが景観スケールの問題を問う答えねばならなくなったときに終わった。研究問題は変わらざるえなかった。自然の変動性が説明され、平衡で

ないことが受け入れなければならなかった。またしても土壌管理に関する長期間の実験が明らかに価値あるものとなった。生物学的な機能システムとしての土壌に関する興味は螺旋の中で私たちを前のドクチェフ時代に戻している。

### 私たちはいまだどこにいるのか？

1980年後の現時点でどんな問題が問われているのだろうか？自然景観の中で土壌を考えるとという点で、多くの問題は螺旋の中で私たちをフンボルト時代に戻している。土壌の質は脱塩するとか塩分除去のためにどれだけ余剰水を加えねばならないかといったことを確立するような問題ではなくなってきた。むしろ土壌の質は土壌の利用や土壌の多様性に対する自由度の概念である。土壌は潜在的利用に耐えられなくなれば退化する。変動性はもはや、いづれはすたれる単なる厄介者でしかない。そしてそれがまた多様性の強さであり生物システムの自然の特性なのである。私たちは土壌を固有の価値を持たない単なる生産へのインプットとしての考察から、温室ガスとの相互作用によって土壌が地球的な変化にどのように介入するのかという問題に移ってきている。土壌保全や土地バンク活動が環境補助金や環境管理者への償還として現れてきている。新しい森林学は森林土壌が環境質にどのように関連しているのかについて私たちが問う問題を変えるだろう<sup>12)</sup>。

変化に対抗する土壌の緩衝性は新しい意義を持ち込むものである。土壌は病気や水分過剰あるいは水分不足といった作物生産における一年毎の危機を引き起こすのではなく、木と土地との相互作用の結果生じる塩分や浸食、土壌構造、水質といった長期的な危機の問題に関与する。最近まで増えていた土壌プロセスのモデリングに対する興味は私たちが求めた問題の変化とその問題の解答に入れるインプットの変化を象徴するものである。モデルというはいくぶんプロセスについての直感的なアイデアに基づいているものである。

土壌科学における最近の教科書はこれらの変化を示している。今やフラックスは静的性質や平衡よりも重要である。陽イオン交換容量などの標準的な概念から物質の消滅や輸送に対する相互作用が議論されるようになってきている。生物学や化学、物理学などの様々な科学によってこれらのプロセスが理解されるようになってきている。そのような最近の本を3冊あげれば、ホワイトの入門的な土壌科学の教科書<sup>13)</sup> (1987)、ロスの上級者向けの教科書<sup>14)</sup> (1989)、リヒターのモノグラフ<sup>15)</sup> (1987)である。

1920年代から1960年代にかけて専門的なキャリアをも



つ熱帯土壌の研究者・ハーディ教授は「若い土壌化学者や若い土壌物理学者はいるだろうが、若い土壌科学者といえるようなものはおるまい。」(1965の私信)と言っていた。これは特に私と同年代の年代的に先輩の人々には慰めになるかも知れないが、彼の言わんとするところは土壌科学の問題が複雑だということである。つまり土壌科学の問題は単純線形的な解答がある問題ではないということである。土壌科学を理解するために、私たちは多くの違った見地からアイディアと事実を合わせられるようにならねばならない。

この論文では土壌科学学科の幅広い時代をたどってきた。より遠くを見て私たちの大多数には即座にはわからないような問題を理解している人がいつもいることを心に留めておくことは重要である。こうした人々からの研究や教育思想が私たちの学科を進展させるような変化をもたらすのである。

それでは、私たちは螺旋のどこにいるのだろうか？ 私たちは再度、百年のあいだ無視してきた土壌の見方をしているのである。私たちが問う問題の種類をよく考えてみよう。フンボルトがおよそ150年前に書いた文で締めくくるのが螺旋の概念には似合うだろう。「そのとてつもなく雄大なもの全ての中で自然を理解するためには、自然に対して二面的な見方をする必要があろう。一つは客観的に実際の現象として見ることで、そしてもう一つは主観的に人類の感覚に映し出されるままに見ることである。」

## 文 献

- 1) Jerry, H. 1961. Reflections on the soil acidity merry-go-round. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 25:428-432.
- 2) Kuhn, T. S. 1970. The structure of scientific revolutions. 2nd ed. Univ. of Chicago Press.
- 3) Winter, G. 1989. Perspectives for environmental law—entering the fourth phase. *J. Environ. Law* 1:38-47
- 4) von Humboldt, A. 1850. *Kosmos*. Harpar Book Co., New York.
- 5) von Liebig, J. 1840. *Organic chemistry in its application to agriculture and physiology*. Taylor and walton. London.
- 6) Rossiter, M. 1975. The emergence of agricultural science—Justus Liebig and the Americans, 1840—1880. Yale Univ. Press, New Haven, C. T.
- 7) Zwerman, P. J., and G. R. Blake. 1958. An

index to "Forschungen auf dem Gebiete der Agri. kulturphysik." *Soil Sci.* 86:350-354.

- 8) Fletcher, S. W. 1907. *Soils—how to handle and improve them*. Doublekay, New York.
- 9) King, F. H. 1895. *The soil—its nature, relatinos, and fundamental principles of management*. The Macmillan Co., London.
- 10) Russell, E. J. 1912. *Soil conditions and plant growth*. Longmans, London.
- 11) Jenny, H. 1961. *E. W. Hilgard and the birth of modern soil science*. *Agrochimica*, Pisa, Italy.
- 12) Robertoson, F. D. 1990. The 1990 RPA:A forest service pathway through the 1990s and beyond. *J. Soil Water Conserv.* 45:626-628.
- 13) White, R. E. 1987. *Introduction to the principles and practice of soil science*. 2nd ed. Blackwell Scientific Publ., Oxford.
- 14) Ross, S. 1989. *Soil processes*. Routledge, London.
- 15) Richer, J. 1987 *The soil as reactor*. Catena Verlag, Cerlming, Germany.

## 訳者補遺

訳者の私は1992年のアメリカ農学会 (ASA, CSSA, SSSA) に参加した際に、論文の著者であるワーケンチン博士と話す機会を得た。「最近の環境問題に関連して日本の土壌物理の分野でも環境を意識するようになってきた」と話すと、元来日本びいきの博士は「これが何かの役に立てば」と言いながら原著論文を手渡してくれた。早速読んでみて、正に今の土壌科学に見通しを与えるものと感じたので訳すことを思い立った。

訳しながら私は身にすまされような思いを何度も経験した。この論文の内容は“アメリカ”の土壌科学の歴史と未来への見通しを与えるものであったが、それは日本の土壌科学にも十分通用するものである。そうした歴史の中で私自身の研究対象あるいは研究手法はどういう流れにあるのかを認識することができた。「農」の認識が薄れ土壌研究の方向性を見失いそうになりがちな現在において、研究というものの流れに対する「螺旋階段」説は改めて研究哲学の重要性を想起させるに十分である。願わくば日本の土壌科学に関してもこのような研究啓蒙書を望みたいものである。

つたない翻訳に過ぎないが今回の私の試みが日本の土壌科学の発展に僅かながらでも貢献できれば幸いである。

(受稿年月日1993年4月30日)

書 評

## Models for Processes in the Soil

—Programs and Exercises—

R. Anlauf, K. Ch. Kersebaum, LiuYaPing,

A. Nuske—Schüler, J. Richter, G. Springob,

K. M. Syring&J. Utermann共著

Jörg Richter編

CATENA1990年刊 (ISBN3-923381-24-7)

ペーパーバック227頁

4,620円 (イースタンブックサービス, 文京区本郷)

土壌物理研究者は、いま、土の中で起きる土壌物理的現象をどのように理解し、それをどのように記述するかに苦戦苦闘している。

一つの方法として、物理モデルや数学モデルがつくられる。現象に対応する数式の導入にたどり着き、基礎方程式が成立すると、次に膨大な諸条件が設定され、その下で解が求められ、土壌物理的現象の理解に結びつける。その結果が予測や管理などに応用されるようになる。

しかし、土壌物理的現象がいつでも数学的方法で方程式の解を求められるような線形モデルに当てはまればよいが、それらの現象は非線形的特徴をもっているため、ほとんどの場合、途中で頭を抱える。そのとき数学に強い研究者は、一步踏み込んで、現象の線形モデルを導く「線形化」を試行し、非線形現象を理解する鍵を引き出そうとする。

この作業に強力な助け船として出現したのが、電子計算機(コンピュータ)とそれを駆使する情報処理学である。土壌物理学のなかでもかなり早い段階でこれを利用して、使用するプログラム言語には、BASIC、FORTRAN、C言語、PL/I、PASCALなど多数ある。BASICはパーソナルコンピュータの標準言語として普及し、初心者でも理解し易く、新しい数学モデルの展開にあたっては、個々の研究者による応用が手軽にできるところが嬉しい。

本書は、以上の実状に 대응するようにまとめられた小型ハンドブックである。これは旧西ドイツのハノーバー大学リヒター教授による“THE SOIL AS A REACTOR”(CATENA,1987年)の続編であり、リヒター教授の学生や共同研究者を含め、総勢9名によって書かれており、土壌物理研究の最前線で利用できる必携書である。

本書は物質やエネルギーの移動などに関する土壌物理的現象のいくつかの例をあげ、それに対応する数学モデルを紹介し、数値解を求める手続き、近似式、BASICプログラムの構造、計算テクニック(初期条件・境界条

件の扱い方や計算上留意すべきことがらが演習問題で確認できる)、計算結果、計算精度などが順序立てて分かりやすくまとめられている。

本書で取り上げられている問題の主なものには、乾燥した均一土中の熱伝導モデル、溶質拡散モデル、水移動モデル、毛管移動モデル、均一系・不均一系の解法アルゴリズム、単層・成層の解法アルゴリズム、非線形系の解法アルゴリズム、CO<sub>2</sub>拡散モデル、NO<sub>x</sub>拡散モデル、水・養分移動モデル、リーチングモデル、セミバリオグラム、クリッキングなどの各手法がある。

巻末に掲載された25編のプログラム(Microsoft-BASIC仕様)は、実験室で役に立つように実践的に書かれており、計算結果はグラフィックスで表示されるようになってい

るところで、非線形系の塊のような「生命体」のなかで行われている生理現象は、ホメオスタシス(生体の各部をその作動に適した条件に保つ機構)によって保持されているといわれている。これは数学者と医学者との共同研究によって生み出されたサイバネティクス(生理現象を機械の自動制御と同じレベルで比較研究しようという考え)で解明されようとしている。つまり、線形系に使える種々の数学的解析手法が役に立たない場合は、思い切ってコンピュータを駆使して実際の系を模擬することによって最適解を求めるような手法(数値的最適化)が使える好例である。本書は、このような斬新なアイデアをかりたててくれる。

本書は、数学に弱い者が土壌物理的現象を何とか理解しようと探し回っている途上で発見した掘出し物である。類書と比べて詳細の論議と頁数は少ないが、大学院生や研究を一步前進させようとしている研究者に役立つように編集されている。

お手元に一冊置かれていても損はないと思います。ご一読をおすすめします。

(東京農業大学農学部 成岡 市)

書 評

環境土壌学

—人間の環境としての土壌学—

松井 健・岡崎正規 編著

朝倉書店 1993年刊

A 5版 257pp. 3,914円

昨今、環境問題を扱った著作は枚挙のいとまがないほど氾濫している感があるが、土壌学の視点から環境と人間の関係を直視した著作が刊行されたのは初めてではなからうか。その意味で編著者を含めた5名の執筆者の努力に敬意を表したい。

工業化社会の必然としての環境破壊と人間疎外に対するアンチテーゼとして、自然回帰や農林業の環境保全機能の再評価の機運が盛り上がっているが、本書では人類の古代文明の盛衰が土壌生産力の維持の可否と密接に関連していることを指摘するとともに、現代において土壌が人類に果たしている役割が、農村における食糧生産の場としての機能を超えて、都市生活者にも深く関わっていることを多くの事例を挙げて説明している。そして多くの脅威にさらされている土壌を直視し、これをうまくコントロールすることが地域社会、ひいては地球環境を守り、人類の生存を持続させるために重要であるという姿勢が本書には一貫して流れている。

本書は以下の7章から構成されており、その内容を簡単に紹介しておく。

1. 土壌学と環境土壌学
2. 人間と土壌
3. 地形・地質と土壌
4. 都市と土壌
5. 土壌と汚染
6. 地球規模の環境破壊と土壌
7. 土壌環境の保全管理

まず第1章では、環境土壌学の概念を明らかにするとともに、土壌の担っている各種の環境保全機能について概説している。

第2章では、人類の文明と土壌の関係を歴史的に明らかにし、土壌がその食糧生産的価値、資源的価値、景観的価値、健康増進的価値の面から人間に寄与していることを解説している。

第3章では、海岸低地、台地・丘陵地及び山地で展開

される開発に伴う土壌と環境の問題点を解説している。

第4章では、都市生活と土壌の関係について、都市の緑化や都市近郊林などを中心に述べている。

第5章では、重金属・農薬・廃棄物による土壌の汚染について、その実態と機構、防止対策を述べている。

第6章では、地球の温暖化、オゾン層の破壊、放射性物質による汚染、酸性雨、砂漠化、熱帯林の破壊といった地球環境問題と土壌の関係を紹介している。

第7章では、環境アセスメントの手法と土壌のモニタリング、環境管理計画について述べている。

本書は編著者を含め土壌化学者を中心に執筆されているが、いずれも環境問題のオーソリティでもあり、地球環境問題の現代的到達点を理解するのに好都合である。

現代社会において土壌のおかれている状況と、それに対する人間の責任を再認識するためにも、土壌物理学を含めて土壌学全般にかかわっている研究者、技術者には非一読をお薦めしたい好著である。

(北海道大学農学部 矢沢 正士)

## 「アジア学術会議(仮称)」の開催決まる

平成5年3月 日本学術会議広報委員会

「アジア学術会議(仮称)」の開催経費を含む日本学術会議の平成5年度予算が決まりましたので、その概要についてお知らせします。

### 平成5年度日本学術会議予算

日本学術会議の第15期活動計画の大きな柱である「学術研究の国際貢献の重視」の具体的方策の一環として、「アジア学術会議(仮称)」の開催が、平成5年度予算によって実現することとなりました。その内容は、学術研究が環境問題等の諸課題を克服し、人類の繁栄と世界の平和に寄与するとの認識に立って、本年秋に東京で、我が国と地理的・文化的に関係の深いアジア各国を代表する学術研究者が一堂に会して、各国における学術研究の現状、アジア地域

における連携・協力のあり方などに関し意見を交換する場として開催するものです。我が国を含め10か国程度のアジア諸国から、代表者を招へいする予定です。

その他、平成5年度予算では、国際分担金の25団体に対する単価アップが認められ、国際会議の国内開催費については、アジア社会科学、植物科学、太平洋学術、電波科学、純粋・応用物理学、気象・水分、の6国際会議の開催を予定しています。また、世界各地で開催される学術関係国際会議への代表派遣や二国間交流に必要な経費が計上されております。

平成5年度予算概算決定額表は、下記のとおりであります。

(単位：千円)

事 項	前 年 度 予 算 額 A	平 成 5 年 度 予 算 額 B	比 較 増 △ 減 額 C = B - A	備 考
日本学術会議の運営に必要な経費	1,042,482	1,095,827	53,345	対前年度比較 105.1%
審 議 関 係 費	248,789	265,525	16,736	○地球圏-生物圏国際協同研究計画 (IGBP)シンポジウム、公開講演会等
国際学術交流関係費	198,514	221,254	22,740	
国際分担金	67,089	74,722	7,633	
国内開催	80,596	73,543	△ 7,053	
代表派遣	44,006	44,006	0	
二国間交流	6,823	6,823	0	
アジア学術会議	—	22,160	22,160	
会員推薦関係費	21,216	19,574	△ 1,642	
一般事務処理費	573,963	589,474	15,511	

## 日本学術会議第16期会員の推薦について

日本学術会議の会員は、従来、科学者を有権者とする直接選挙によって選出されていましたが、日本学術会議法の一部を改正する法律（昭和58年法律65号）により、第13期（昭和60年7月22日）から、学術研究団体を基盤とする推薦・任命制に改められました。来年7月で、この推薦制度も三期9年を経過することとなります。

この会員選出制度のあらましは、次のとおりです。

- ① 日本学術会議は、一定の要件を備える学術研究団体を、その申請により登録する。
- ② 登録学術研究団体は、その構成員である科学者のうちから、会員の候補者を選定し、及び会員の推薦に当たる推薦人を指名し、それぞれ、日本学術

会議に届け出る。

- ③ 推薦人は、会員推薦管理会がその資格があると認定した会員の候補者のうちから、会員として推薦すべき者及び補欠の会員として推薦すべき者を決定し、日本学術会議を経由して内閣総理大臣に推薦する。
- ④ 内閣総理大臣は、上記③の推薦に基づいて、会員を任命する。
- ⑤ 学術研究団体の登録、会員の候補者の資格の認定その他会員の推薦に関する所要の事務は、日本学術会議に置かれる会員推薦管理会が行う。

以上の概要を第16期（平成6年7月～平成9年7月）の会員選出日程によると、次表のようになり、これに従って今後の事務処理が行われる予定になっています。

### 日本学術会議第16期会員選出手続日程

平成5年	5月31日(月)まで	学術研究団体の登録申請の締切り
	9月上旬	登録審査結果の通知
	不登録通知を受けた日の翌日から20日以内	不登録通知を受けた団体からの異議の申出受付
	9月上旬	関連研究連絡委員会についての意見聴取*
	10月下旬	〈団体関係〉異議の申出に対する決定
	11月30日(火)まで	関連研究連絡委員会の指定*
平成6年	12月上旬	会員の候補者の選定及び推薦人の指名の依頼
	1月31日(月)まで	会員の候補者の届出の締切り
	2月21日(月)まで	推薦人（予備者を含む）の届出の締切り
	3月20日(日)まで	会員の候補者の資格の認定等の通知
	3月下旬	推薦人に会議開催等の通知発送
	不認定通知を受けた日の翌日から20日以内	会員の候補者の資格の不認定通知を受けた学術研究団体又は会員の候補者からの異議の申出受付
	4月20日(水)まで	〈会員の候補者関係〉異議の申出に対する決定
	5月中旬から6月上旬まで	推薦人会議（会員及び補欠の会員として推薦すべき者を決定）
	6月中旬	日本学術会議を経由して内閣総理大臣へ推薦
7月22日(金)	第16期日本学術会議会員の任命	

注：\*は、日本学術会議会長が意見聴取し、指定する。

### 日学双書の刊行について

日本学術会議主催公開講演会及び公開シンポジウムの記録をもとに編集した、次の日学双書が刊行されました。

日学双書第15刊 「文明の選択—都市と農業・農村の共存を目指して—」

定価1,000円（消費税込み、送料240円）

日学双書第16刊 「子どもの人権を考える」

定価1,000円（消費税込み、送料240円）

日学双書第17刊 「首都機能の一極集中問題」

定価2,000円（消費税込み、送料310円）

（問い合わせ先）

〒106 東京都港区西麻布3-24-20

交通安全教育センター内

（財）日本学術協力財団

☎03-3403-9788

御意見・お問い合わせ等がありましたら、下記までお寄せください。

〒106 東京都港区六本木7-22-34

日本学術会議広報委員会 電話03(3403)6291

# 会務報告

## 諸会議等開催経過

1. 事務局会議 (1992.12.4.北大農学部)
  - 1) 事務引継報告
  - 2) 1992年度事業計画
    - ・第35回シンポジウムの計画案
    - ・会誌67・68号の発刊スケジュール
    - ・評議員会の開催日程
    - ・土壌物理研究会の活性化 (会員拡大)
2. 第1回評議員会 (1993.4.7.東大農学部)
  - 1) 新入会員承認 (正会員16名、学生会員2名)
  - 2) 第35回シンポジウムの具体案
  - 3) 「土壌の物理性」投稿規定の改定
    - ・投稿種別「ノート」の新設
  - 4) 土壌物理研究会の活性化
3. 事務局会議 (1993.4.19.北大農学部)
  - 1) 4/7 評議員会報告
  - 2) 第35回シンポジウムの実行案
  - 3) 会誌67・68号の発刊内容
4. 第2回評議員会 (1993.9.6.北大学術交流会館)
  - 1) 1992年度事業報告
  - 2) 編集委員会報告
  - 3) 1992年度会計中間報告
  - 4) 1993年度事業計画
  - 5) 土壌物理研究会入会者の承認
5. 1992・1993年度総会 (1993.9.6.北大学術交流会館)
  - 1) 1992年度事業報告
  - 2) 編集委員会報告
  - 3) 1992年度会計中間報告
  - 4) 1993年度事業計画
    - ・第36回シンポジウム
    - ・日本学術会議公開シンポジウム  
「農業をささえる土のいきもの—土壌動物」  
(共催、土肥研連主催、1993.11.5)
    - ・「半乾燥地および湿潤地域における水分制御に  
関する国際シンポジウム」  
(後援、1994.3.22~24)

なお、総会で承認された1992年度会計中間報告は次の通り。

## 土壌物理研究会 1992年度 会計中間報告

収入の部 自 1992.11. 1  
至 1993. 8.31

項目	予算額	決算額	増減 <sup>2)</sup>	備考
繰越金	1,394,551円	1,394,551円	0円	<sup>2)</sup> 出版物売上 バックナンバー 4,000円
一般会費	2,800,000	678,940	△2,121,060	シンポ要旨 3,000
講読会費	300,000	292,500	△ 7,500	別刷り102,999
賛助会費	120,000	45,000	△ 75,000	<sup>3)</sup> 主な雑収入 広告掲載料 15,450円
出版物売上 <sup>2)</sup>	100,000	154,999	54,000	展示料 30,000
雑収入 <sup>3)</sup>	100,000	112,675	12,685	
合計	4,814,551	2,678,675	△2,135,876	

1993.8.31現在 収入総額 1,284,124円 <sup>1)</sup>△: 収入減

## 支出の部

項目	予算額	決算額	増減	備考
会誌作製費	2,600,000円	835,227円	1,764,773円	会誌第66号発行 '92.11 (91年 度総会分)
総会費	600,000	542,474	57,526	
通信費	300,000	203,277	96,723	
文具費	100,000	32,861	67,139	
賃金	200,000	15,000	185,000	
交通費	300,000	132,460	167,540	
会議費	100,000	14,400	85,600	
幹事手当	50,000	0	50,000	
編集委員会費	100,000	86,840	13,160	
選管委員会費	-	0	-	
予備費	464,551	0	464,551	
次年度繰越金	-	-	-	
合計	4,814,551	1,862,539	2,952,012	

1993.8.31現在 支出総額 1,862,539円

## 6. 第35回シンポジウム

日時: 1993年9月6日(月) 9:30~16:40  
場所: 北海道大学学術交流会館小講堂  
テーマ: 土地生産性評価に土壌物理はどのように  
貢献するか

### 話題提供:

1. 耕地土壌の物理性、水熱環境と土地利用  
北海道大学農学部  
佐久間 敏 雄
2. 作物育成環境としての土壌温度  
北海道大学農学部  
相馬 尅 之
3. 作物の水・酸素要求に対する土壌の供給力  
農業環境技術研究所  
長谷川 周 一

4. 作物の養分要求に対する土壌の供給能

北海道農業試験場

伊藤純雄

5. 圃場管理能率と土壌の排水性

九州農業試験場

井上久義

総合討論：座長 粕淵辰昭

(山形大学農学部)

松原一實

(北海道立北見農業試験場)

会員の動向

1. 会員数 (1993.8現在)

会員種別	会員数
正・学生会員	556
北海道	80
東北	55
関東	194
中部	48
近畿	43
中四国	77
九州	56
海外	3
講読会員	62
賛助会員	7
合計	625

2. 新入会員 (1993.1~1993.9)

氏名	種別	連絡先
阿部 淳	正	113 東京都文京区弥生1-1-1 東京大学農学部
飯嶋 盛雄	正	464 名古屋市千種区不老町1 名古屋大学農学部
岩間 和人	正	060 札幌市北区北9条西9丁目 北海道大学農学部
白澤 茂明	正	061-02 石狩郡当別町字材木沢17 石狩北部地区農業改良普及所
近江谷和彦	正	060 札幌市北区北9条西9丁目 北海道大学農学部
岡島 秀夫	正	063-11 札幌郡広島町中の沢135 道都短期大学

氏名	種別	連絡先
河野 恭廣	正	464 名古屋市千種区不老町1 名古屋大学農学部
後藤 英次	正	079 旭川市永山6条18丁目302 北海道立上川農業試験場
小林 信也	正	062 札幌市豊平区平岸1条3丁目 北海道開発局開発土木研究所
酒井 憲司	正	060 札幌市北区北9条西9丁目 北海道大学農学部
佐藤 冬樹	正	098-29 天塩郡幌延町字間寒別 北海道大学農学部天塩地方演習林
柴田 英昭	学	060 札幌市北区北9条西9丁目 北海道大学農学部
小路 敦	正	020-01 岩手県盛岡市厨川字赤平4 東北農業試験場
田中 樹	正	606-01 京都市左京区北白川追分町 京都大学農学部
田中 寛	正	060 札幌市中央区大通り西16丁目錦 興産大通りビルライブ環境計画㈱
富田平四郎	正	321 宇都宮市峰町350 宇都宮大学農学部
広瀬 理	学	156 東京都世田谷区桜丘1-1-1 東京農業大学農学部総合研究所
三浦 周	正	079 旭川市永山6条18丁目302 北海道立上川農業試験場
三木 直倫	正	069-13 夕張郡長沼町東6線北15 北海道立中央農業試験場
横濱 充宏	正	062 札幌市豊平区平岸1条3丁目 北海道開発局開発土木研究所
山内 章	正	464 名古屋市千種区不老町1 名古屋大学農学部農学部
和歌山県 果樹園芸 試験場 エンドウ理化	講読 賛助	643 有田郡吉備町奥751-1 001 札幌市北区新琴似10条7丁目 3-16

## 3. 住所変更 (1993.1~1993.9)

氏名	旧	新連絡先
井上 久義	茨城	861-11 熊本県菊池郡西合志町須屋 2421 九州農業試験場農村計画部
澤村 篤	茨城	331 埼玉県大宮市日進町1丁目40-2 生研機構 基礎技術研究部
中司 啓二	茨城	004 北海道札幌市豊平区羊ヶ丘1 北海道農業試験場
前田 隆	北海道	065 北海道札幌市東区中沼町 118-497 (株)北日本ソイル研究所
松原 一實	北海道	099-14 北海道常呂郡訓子府町字弥 生52 北海道立北見農業試験場
森 也寸志	京都	690 島根県松江市西川里町1060 島根大学 農学部 地域開発科学科 農村工学

## 4. 退会会員 (1993.1~1993.9)

11名 (正会員)



## — 編集後記 —

昨今、研究者の世界は様変わりしているように見受けられます。学者達がいたところでテレビ出演していて、明るいね、と言いたいのではありません。業績に将来が強く縛られる風潮におびえているのではないかと言いたいのです。土壌の物理性は業績としてどれほどの価値があるのか、それをまず気にする嘆かわしい風潮を、我々は作りだしてきていることを反省する必要はないでしょうか。良い論文とは、読者が判断するものです。編集委員会は、筆者の生みの苦しみを助け、そして読者のその論文の価値の判断を助けるように有りたいと願っています。

contribuionの意味をもう一度考えていただきたいと思います。我々が所属するあらゆる学会のために。もし学会が、人に貢献する事とはなにかを皆で考える場所であるのであれば。土壌の物理性の将来についてご意見のある方は是非編集委員会までお送りください。

多くの投稿があることを期待しています。土の研究は地域性が大きなファクターとしてあるわけですから、とくに圃場で研究に従事されている方には、できるだけ情報を公開していただくよう、お願い申し上げます。

編集委員長 波多野隆介

### 土壌物理研究会

事務局構成 会 長 佐久間敏雄 (北大)  
副 会 長 堀 口 郁 夫 (北大)  
会 計 幹 事 倉 持 寛 太 (北大), 柏 木 淳 一 (北大)  
庶 務 幹 事 相 馬 尅 之 (北大)  
編 集 幹 事 松 原 一 実 (北見農試), 石 渡 輝 夫 (開発土木研)  
編 集 委 員 委 員 長 波 多 野 隆 介 (北大)  
委 員 長 沢 数 明 (北大), 中 司 啓 二 (北農討), 橋 本 均 (中央農試)  
前 田 要 (中央農試), 矢 沢 正 大 (北大)

土壌の物理性 第 67 号 (会員配布) 1993年10月30日発行

発行 土壌物理研究会(〒060)札幌市北区北9条西9丁目 北海道大学農学部土壌学講座内

電話 011-716-2111(内線2566) FAX 011-726-4995 振替口座 東京5-17794

銀行口座 北海道拓殖銀行札幌駅北口支店(店番号012) 口座番号(普通預金) 768526

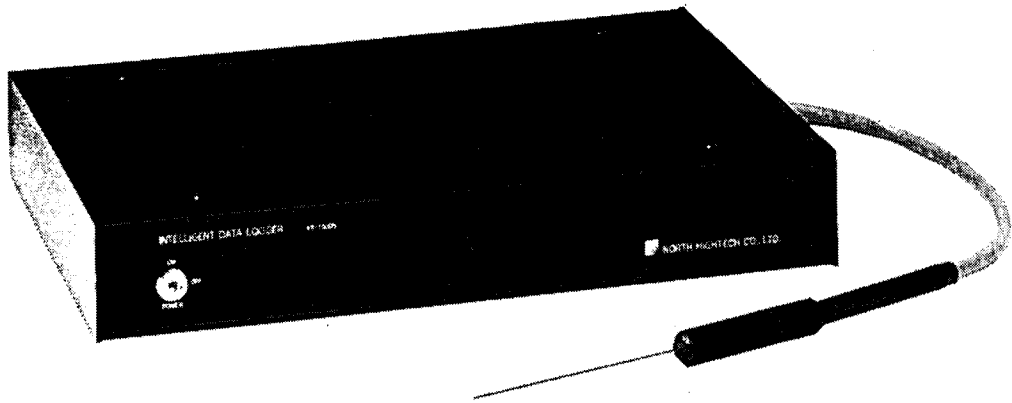
印刷 誠誠印刷(〒065)札幌市西区八軒2条東5丁目3-16 電話(011)643-7602(代)

## ヒートプローブ方式

# 土壌水分計

- 1台で8点の水分・地温測定
- 鉢用センサを用意しました
- 2回の換置で校正
- センサ100%の互換性
- DC12Vバッテリーで長期動作
- 条件設定はRS232C 後は単独動作のインテリジェント
- モデムを用意すればパソコン通信/テレメータ化
- データはMS-DOSテキストファイルとなり、処理は汎用ソフトで任意
- 灌水制御出力 タイマー・電磁弁を用意

農林水産省北海道農業試験場の指導を戴き、プローブの温度センサに熱電対Tを採用、大巾なコストダウンができました。ヒートプローブ方式は測定範囲が湿潤状態から絶乾状態までと広く、応答速度が早い、測定精度が高い、消耗品、補給品を必要としない等の特徴で土壌水分測定ができます。



測定装置型名	仕様	土壌水分	土壌水分・地温	±5mV~+5V熱電対Pt100歪み混在	雨量	メモリ	出力
IDL-1600D-4		4点	—	—	1点	64KB	RS232C
IDL-1600D-8		8点	—	—	1点	128KB	RS232C
IDL-1600DD-4		—	4点	—	1点	128KB	RS232C
IDL-1600DD-8		—	8点	—	1点	256KB	RS232C
IDL-1600DS-4		—	4点	8点	1点	256KB	RS232C
IDL-1600A-4		4点	—	—	—	—	0~1V

センサ型式	センサケーブル長 (コネクター付)				
	5m	10m	20m	30m	50m
土壌水分専用	5m	10m	20m	30m	50m
土壌水分・地温用	5m	10m	20m	30m	50m
鉢用土壌水分専用	5m	10m			

- 各種センサ  
温度 湿度 日射 日照 雨量 風向 風速 水位 蒸発 降積雪 各種用意 百葉箱
- アグリウエザーステーション  
AWS-3200 風向・風速:平均 ピーク 日射積算 日射/日照変換 温・湿度 地温 雨量 蒸発 降積雪
- インテリジェントデータロガー  
IDL-3200 ±5mV~±5V 熱電対 測温抵抗体 ストレンゲージ バルス 8 16 24 32 40 48 56ch DC12V 動作



株ノース・ハイテック

060 札幌市中央区北2西3敷島ビル  
TEL.011-232-3388 FAX.011-232-3288

# Daiki

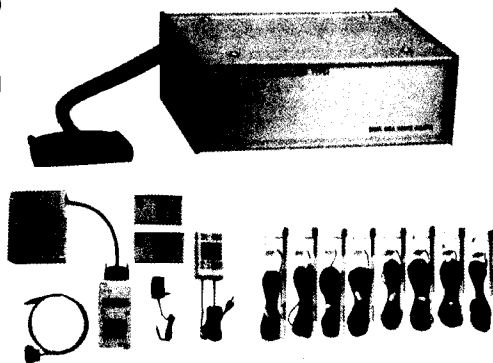
 SOIL & MOISTURE

## テンシオメータ 自記タイプ

DIK-3020

土壌水の吸引力の変化を刻々測定し、データロガーにデータを収録します。電源の無い野外ではバッテリーを使用します。

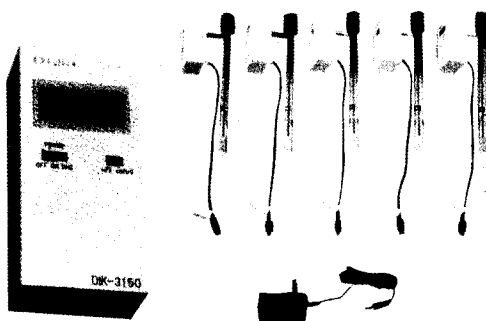
(測定点数8、測定範囲  $pF 0 \sim 3$ )



## テンシオメータ 表示タイプ

DIK-3150

現場に於ける土壌水分の吸引力を簡便に読み取る測定器です。1台の測定本体を携帯して多数の測定箇所順次接続しながら数値を読み取ることができます。



## 貫入式土壌硬度計

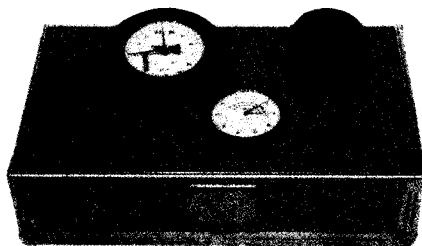
DIK-5520



土中にさし込むだけで各深さに対応した抵抗値が自動的に連続記録されます。

## 土壌三相計

DIK-1120



実容積(固相+液相)と全重量が現場で迅速に測れます。

SPAD<sup>®</sup> 開発製品



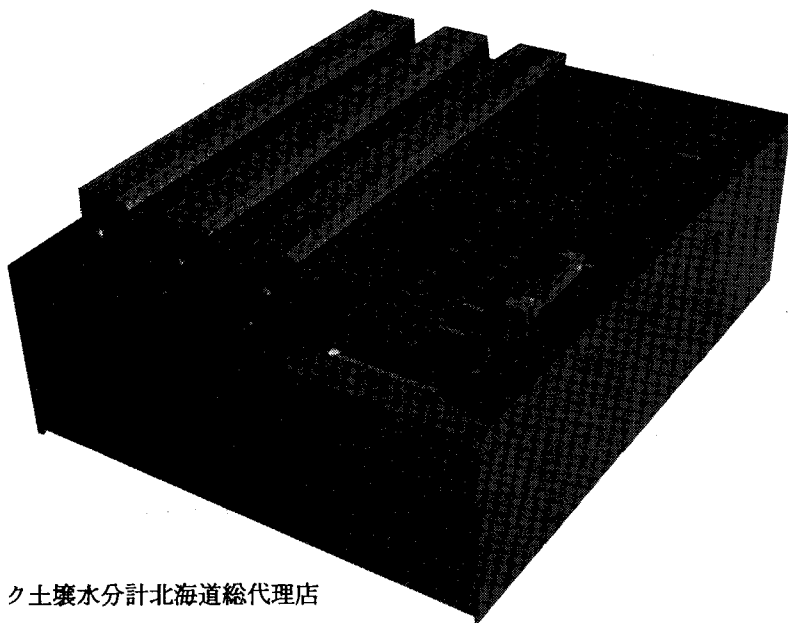
ダイキ

大起理化工業株式会社

〒116 東京都荒川区西尾久7-60-3 TEL.03-3810-2181

# ■センサ直結IDLシリーズ

## 気象・水象・環境の計測 演算 制御 伝送機能を持った高性能 多機能 インテリジェント データ ロガー



(株)ノースハイテック 土壌水分計北海道総代理店

### エンドウ理化

札幌市北区新琴似10条7丁目3-16  
TEL (011) 763-1088  
FAX (011) 763-1667

# IDL-3200

### 特長

#### ●センサ対応がマルチ

センサに±5mV、±50mV、±0.5V、±1V、±5V、熱電対 T、Pt-100、歪みゲージの9種を個別に指定、混在・採用でき センサ変換器を必要としない、最も進化したパソコン時代のインテリジェントデータロガー

#### ●電池で長期間の動作

DC12Vはバッテリーが豊富に出回っており経済的な電源「IDL」は8Vまで低下しても動作する低温時はリチウム電池を推奨、アルカリ電池単1は、約8AHの容量があり常温の環境に推奨

#### ●NTT回線でテレメータ、テレコン

モデムを接続するとテレメータ、テレコンになるプロセスデータ収録装置です。自動データ収集ソフトは設定した時間にデータを自動回収、LAN構成のパソコンはそれぞれのデータ処理を続けます

#### ●測定中はパソコンを拘束しない

「IDL」はインテリジェントだから設定されたとおり動作を続けます  
ロガーモードにもモデムを付けてテレメータモードにもなります

#### ●マイナス温度に強いマシン

-25℃～45℃動作機器は標準 -40℃から動作機器も出荷します

#### ●計測の省略化を推進するマシン

回収データはMS-DOSテキストファイル変換で汎用表計算ソフトで任意の処理ができ、抜群の効率を生みます

#### ●計測のパーソナル化を推進

パソコンを拘束せず動作を続ける「IDL」は、パソコン通信に拠るテレメータ・テレコンを実現、現場のデータを知りたい時に何処からでもアクセスが出来ます

#### ●あらゆるプロセスをモニター

気象・水象・地象・環境計測の他に、ビル施設、ポンプ場、FAプラント、あらゆるプロセス監視のモニターになります

#### ●汎用性の高い処理ソフトを供給

日、週、旬、月、年の平均、最高、最低、積算処理、印刷、20種類のグラフ、7データの画面グラフができます

#### ●ロガーの機能を高める演算機能

専用演算回路による平均 積算 ピーク検出 数値積算 コンパレータ  
アナログ出力 パルスカウント

#### ●最も手近な一般電話回線を使用

経済的な信号伝送、センターから何時でも操作ができる、非常通報、自動発信機能、経済性の高いシステム構築ができる

## 2. 原稿執筆要領

- 1) 原稿には400字詰横書きの原稿用紙を用いる。
- 2) 原稿の枚数は、刷り上がり6ページ以内(図表を含めて32枚程度)を基準とする。超過ページならびに写真、図表など、特に多額の経費を要するときは実費を申し受ける。
- 3) 文体、平かな漢字混りの横書き口語文として、できるだけわかりやすい表現にする。
- 4) 術語以外はなるべく常用漢字を用い、かなは現代かなづかいとする。
- 5) 句読点、括弧、ハイフンには一画を与える。ローマ字は一画に二字までとする。
- 6) 数字 アラビア数字を用い、漢数字は普通の字句についてのみ用いる。
- 7) 外国人名は欧字とする。最初の文字のみ大文字とする。
- 8) 外国地名はカタカナを原則とするが、必要に応じて欧字を用いる。
- 9) 字体の指定は、ゴシック *italic*, **bold**のように鉛筆で指定する。紛らわしい文字は誤植防止のための指示を鉛筆で記入する。(例: 1ーエル, 1ーイチ, 1ーアイ, x<sup>√</sup>, Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>など)
- 10) 術語 原則として文部省編: 学術用語集による。普通に用いられる外国語の術語、物質名などはカタカナで書く。
- 11) 略語、略号を使うときは、はじめにそれが出る個所で正式の名称とともに記す。例: 液性限界(LL)
- 12) 数量の単位は原則としてSIを用いる。(但し、当分の間はCGSの併用を認める)
- 13) 表・図・写真などは必要最小限とし、同一事項を表と図に重複して示すことは避ける。
- 14) 表・写真は本文のあとに1枚ごとに原稿用紙あるいはこれとほぼ同大の別紙に書き、またははり付ける。1枚ごとに著者および表題を鉛筆で略記して事故の発生を避ける。本文中欄外に挿入位置を指定し空白はあけない。ただし指定の位置にはならないことがある。
- 15) 空欄の多い表は避け、注を使うなどして紙面の節約をはかる。
- 16) 表の番号は「表-1」のようにし、説明とともに表の上に記入する。
- 17) 図はそのまま製版にとれるようトレーシングペーパー等(白か透明)に黒インクで明確に書く。製版に適しない図は書き直しを要求することがある。図中の文字は鉛筆でうすく記入することにとどめる。図の番号は「図-1」のようにし、説明とともに図の下に鉛筆で記入する。
- 18) 図は刷り上がりの大きさを指定し、1.5~2倍くらい大きく書く。ただし必ずしも指定の大きさにならないことがある。図中の字の大きさおよび線の太さは刷り上がりを考慮して定める。
- 19) 地図には定尺をつけ、何万分の1など縮尺を指定しない。
- 20) 文献は本分のあとにまとめて通し番号に書く。通し番号は引用の順序または著者名のABC順とする。本文の引用個所の右肩に番号を片括弧で小さく入れる。論文名は記載しなくてもよい。
- 21) 題名、著者名、所属、報文の図、表および写真の表題には英文を併記するもとし、さらに報文については、300語以内の英文要約をつけるものとする。
- 22) 英文原稿も上記の規定に準ずる。
- 23) 原稿に使用する年号は全て西暦に統一する。但し、引用文献等でタイトルの中に元号が入っている場合は変更する必要はない。
- 24) 「報文」「論説・総説」「資料」「解説」には5語程度のキーワード(日本語と英語の両方)をつける。記入個所は表題記入頁最下段と英文要約の末尾とする。

# Soil Physical Conditions and Plant Growth, Japan

No.67

October 1993

---

## contents

<b>Foreword</b> .....	T.Sakuma	1
<b>Originals</b> from the 34th Symposium on "Movement of Preserved Materials in Soils"		
Transportation and Accumulation of Sodium and Calcium in Aridisol .....	S.Matsumoto	3
Behavior of Iron and Manganese in an Aquatic Environment .....	I.Aoyama	11
Chemical Forms and Behavior Heavy Metals .....	K.Iimura	19
Concerns over the Environment Related to Soil Contamination by Trace Elements .....	M.Fukui	29
<b>Comment for the originals</b>		
Necessity of Development of Empirical Law to Simulate Processes of Solutes Transport in Soils .....	R.Hatano	39
<b>Discussion for the Symposium</b> .....		43
<b>Special Lecture for the Symposium</b>		
Material Transport in Soils .....	M.Nakano	51
<b>Miscellanea</b>		
Comment for "B.P. Warkentin.1992.Soil Science for Environmental Quality—How Do We know What We Know? J.Environ.Qual.21" .....	M.Mizoguchi	59
<b>Book Reviews</b> .....	H.Narioka	64
.....	M.Yazawa	65
<b>Announcements</b> .....		69

---

Published by Research Association of Soil Physics, Japan  
Laboratory of Soils, Faculty of Agriculture, Hokkaido University  
Kita 9, Nishi 9, Kita-ku, Sapporo, 060, Japan  
President Toshio Sakuma