

除 塩 の 基 礎

宮 本 征 一* 長 堀 金 造**

土壌中の余剰及び有毒塩分を除去する（除塩）は、乾燥地での作物栽培上、欠かせないことである。湿潤地であるわが国に於いては、除塩の必要性は余りかえりみられていない。しかし、今後は干拓地の畑地利用の拡大に伴う塩問題、干拓地の土層改良、海岸沿いの耕地の管理、あるいはまた施肥、汚水カンガイ、排物の土中処理等に関連して一考すべき問題と思われる。本報は、除塩に関する近年の研究成果をとりまとめ、その基礎となることを解説したものである。特に、土壌物理、農業土木と関係の深い、リーチングに関する事項の解説に重点をおいている。

I 除塩の必要性を判定する要因と基準

1) 作物の生理機構への直害をさける

土壌水中の塩分濃度が高くなると浸透圧が増加する。浸透圧がある程度以上になると、作物の水分吸収機構に悪影響を及ぼし、結果として生育減退をきたす。土壌がこのような余剰の塩分を含んでいる場合、除塩が必要であるとみなされる。

土壌中の塩分濃度（又は浸透圧）に抵抗する作物の能力^{2,3,39)}は、その種類、品種によって異なるので、除塩の必要性を判定する基準も当然対象とする作物によって異なる。表1に代表的な作物の抵抗性を判定する基準²⁾をかかげている。ECeは Saturation Extract の電気伝導度^{注1)}（塩分の活動度に比例する）で、濃度を示す指標として代用している。

表にかかげる基準は、作物の生育段階、気象条件等によっても異なる。一般に、作物の抵抗性は発芽直後に最も低く、完熟期に最も高い。例えば、水稲は EC が 30 mmho/cm（海水濃度の約半分）程度でも 80% の発芽率を示すのに対し、発芽の成長は EC が 4 mmho/cm 程度で半分に減少する³²⁾。蒸発の激しい気象条件では、作物

* Dept. of Soils, Water & Engineering, Univ. of Arizona, U. S. A.

** 岡山大学農学部

注1) ECe (mmho/cm) を浸透圧 (atm) に換算するには 0.36、濃度 (meq/l 又は ppm) に換算するには、各々 10,640 を乗ずる。これらのファクターは、塩の種類、および pH によって異なるが、定温時 (25°C) の平均値で代用している³⁹⁾。

表-1 作物の塩分総濃度に対する抵抗性生育
又は収量が 10~15% 減少する時の ECe

ECe, mmho/cm	作物名
1.5~ 2	おらんだいちご, わになし, せいようやぶいちご, あんず, もも, アーモンド
2 ~ 3	(ラジノ, 赤, 白)ークロバー, いんげん, セロリ, かぶ なし, りんご, レモン, グレープフルーツ, みかん
3 ~ 5	きゅうり, まくわうり, タマネギ, にんじん, こしょう, 甘藷, さとうもろこし, レタス, カリフラワー, キャベツ, ブロッコリ, トマト, ぶどう, オリーブ オーチャードグラス, アルファルファ
4 ~ 8	ひまわり, 米, とうもろこし, 大豆, さとうもろこし, こうりゃん, からす麦, 小麦, ライ麦, ホーレンソウ, アスパラガス, ガーデンビート
8 ~ 12	棉, さとう大根, 大麦, ローデスグラス, パーミュウダーグラス, ソルトグラス

の抵抗性は一般に低下する。前述の基準は乾燥地を対象としたもので、わが国に適用する場合安全側を与えるものと思われる。塩分が土中に不均等に分布している場合、作物の生育は根群域の平均濃度におおまかに比例する^{5,9,36)}。塩分濃度が時間について変動する条件下では、作物の生育はそれを時間について平均化したものにおおまかに比例する⁴⁾。前述の基準に及ぼす温度、特に土中湿度の影響は未だ明確でない。

作物の生理機構及び生育に悪影響を及ぼす第2の過程は、ある特定の塩分が作物中に集積する場合である。代

表的な例としては、果樹に対する $\text{Na}^{25)}$ 及び $\text{Cl}^{16)}$ 、果樹、野菜、果菜に対する $\text{B}^{5,14)}$ 及び $\text{Li}^{1,20)}$ の毒性がある。その他 Mo 、 Sc 、 Zn 、 Mn 等による毒性¹⁰⁾も報告されている。この種の塩は土中で濃度が低いと欠乏し、濃度が少し高くなると過剰に吸収され作物体中に集積する。果樹のように生育期間の長い作物は一般にこの害を受けやすい。

この種の塩の除去基準を土壌分析だけから決めることは未だ無理が多い。おおまかな目安として果樹を対象とする場合、 Na 又は Cl の土壌水中での濃度が 300~600 ppm 以上の場合^{6,16,25)}又は $\text{ESP}^{22)}$ が 2~10 以上の場合²⁾、その除去が必要であるとみなされる。他のイオン、特に Ca^{++} 、 SO_4^{--} 等が土壌水中に混在する場合、 Na の害は若干小さくなる。 B 、 Li が作物の生育に悪影響を及ぼす濃度は極めて低く、果樹を対象とする場合土壌水中に約 1~10 ppm^{2,5)}、果菜、野菜の場合 20~40 ppm 程度とみなされている。これらの要素は海水、汚水、下水、温泉、工場排水、固体排物の分解物中にひんぱんに含まれており、乾燥地に限らずこの害は潜在しているものと考えられる。

塩分が作物の生理機構及び生育に悪影響を及ぼす第三の過程は、ある種の塩分が多くなることによって他の種の養分の作物吸収、有効性が低下する場合である。例えば Na 、特に交換性 Na が増加することによって Ca の作物吸収が減退する、 H^+ 、 OH^- イオンの変動による微量要素の有効性及び吸収が制限される等がある。

2) 土壌の物理性の悪化をさける

土壌中の塩分は作物の生理機構に直害を与えるだけでなく、土壌の物理性にも影響し、結果として作物の生育、その管理に不都合を生じる。特に、 Na は土壌を分散させ粘土を膨潤させ、透水性、通気性を減退させる。また粘質土の収縮、亀裂を増加し表面クラストを形成する要因となる。他の一価イオンも Na に似た作用をするが、その程度は Na ほど激しくない。

透水性を減退させる Na の基準⁴¹⁾は、土壌の種類、かんがい水の水质によって異なる。低塩度水及び淡水を用いる場合、通常の粘土質土壌では ESP が 10 から 15 以上になると透水性が急に低下する。特に膨潤性の粘土を含む土壌では ESP がこれ以上になるとほとんど透水は望めない。収縮、亀裂、クラスト形成に対する Na の基準は未だ明確でない。

3) 土壌微生物への悪影響をさける

注2 ESP (Exchangeable Sodium Percentage)=当量単位で表わした場合の交換性 Na のカチオン交換容量に対する百分率

土壌中の微生物は有機質、肥料分の分解、大気中への CO_2 の補給、土壌の安定等に関与し、非常に重要な働きをする。塩分濃度の増加は微生物の活動を制限する。総濃度に対する抵抗性は、農作物の場合と同様にその種類によって異なる。また特定の物質、例えば重金属等は微生物の活動を著しく低下せしめる。微生物の活動を考慮した除塩の判定基準は確定していないが、必要に応じて検討すべきことである。

II 余剰塩分の除去法

1) 低塩度水によるリーチング

土壌中の余剰塩分を塩分濃度の低い水で土中から流し出す方法で、除塩法としては最も基本的な方法である。適用にあたっては、当然ながら低塩度水が豊富にあること、十分な透水性があること、および排水が可能であることが前提となる。

リーチングの方法は土地条件によってさまざまであるが、最も一般的な方法はたん水で鉛直浸透を起こし塩分を下層へ押し出す場合である。今、単純な場合として、土壌を満たしている塩水を淡水で押し出す場合を例にとる。土壌中の孔隙での水流速が全て等しく、かつ拡散による混合及び脱着がない場合、淡水はピストンのような作用をして塩水を押し出す(ピストン型置換)。従って、除塩に必要な水量は対象とする土層の孔隙容積に等しい。

一般に、土壌の孔隙の大きさ、形状は均一でなく、また連続しているとも限らないので孔隙中の水流速は均一でない。また、水流速が小さい場合、拡散による淡水と塩水の境界における混合も無視できない。従って、淡水は図 1 の曲線 B に示されるように、その前線部で塩水と混和しながら塩水を押し出す。更に、吸着されていた塩分の一部は曲線 C で示されるように、時間的にズレて淡水中へ脱着することがある。

混和置換の場合に要する除塩水量がピストン型の場合に比べてどれ程大きくなるかは、主に孔隙の幾何的性質、土層深、水流速及び土壌水分量によって決まる。孔隙がほぼ等しい砂等に於いては、ピストン型置換が実用性を妨げない範囲で当てはまる。砂壤土、壤土においては、ピストン型の場合の水量の約 1.2 倍、団粒の発達した土壌では約 1.5 倍、亀裂を有する土壌ではこれ以上になる場合がある。リーチングを始める以前に土壌が乾燥している場合、これらの値を約 1.5 倍すれば大まかな必要水量が得られる。未飽和流で除塩を行なう場合の必要水量は、飽和流の場合に比べ小さくなる。脱着混和置換の場合に要する除塩水量は、全般的に法則立てることはむず

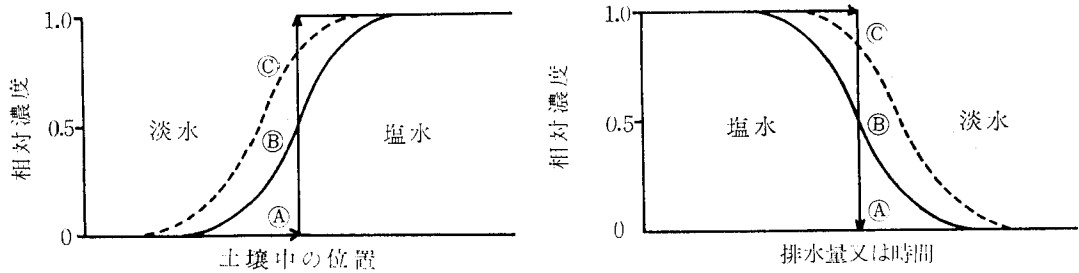


図-1 一次元流によるリーチング

A; ピストン型置換 B; 混和置換 C; 脱着混和置換

かしい。

更に正確な除塩必要水量を求めたい場合、与えられた条件の下で試験プロットまたは土柱を用いて実際にテストする必要がある。近年、この問題を数学的に取扱った報文^{11,17,18,21,30,31,40}が数多くみられる。特に Nielsen and Biggar^{29,30}の報文は、この問題を手ぎわよくまとめている。これらの報文は、除塩水量を推定するというよりも置換現象を数的に記述した意味で興味深い。

下層に不透性層が存在するような場合、あるいはまた地下水が極端に高いような場合、鉛直浸透で以って除塩することは問題が多い。このような条件下では、排水溝または暗渠を用いてそれへ塩水を流し出す方法が用いられる^{24,28,35}。排水溝、暗渠へ向う浸透水の速度は不均一であるために、除塩形態も通常不均一になる。満水した排水溝へ除塩する場合の前線の移動形態を解析した Miyamoto and Warrick²⁷の結果の一部を図2に引用する。排水溝中の水深が極めて浅い場合、前報⁴³で述べた暗渠の場合とほぼ等しい前線移動形態となる。

図は排水溝を中心にして対象な排水系の片側だけを示す。長さは排水溝間隔の半長 s で無次元化している。仮にその間隔を 10 m とすれば、排水溝の深さは 1 m、及

び $T=0.1$ の線は体積水分比を仮に 0.5 とすれば、水深 12.5 cm が土中に浸入した場合の除塩前線に相当する。前線の形態から明らかなように、排水溝の近くで急速な除塩がなされ、それから離れた所ではほとんど除塩されない。図2の右側の図に、与えた水量とそれと除塩される土層の断面積 A (s^2 で無次元化している)との関係を示す。鉛直一次元流の場合、与えた水量と A/s^2 は正比例するが、排水溝へ向う流れの場合漸次その線型関係からはずれる。与えた水量の一部は除塩の機能をはたすことなく排水溝へ流出するためである。従って、 C/C_s の曲線で示されるように、排水中の塩分濃度は急速に低下する。

排水溝、暗渠へ除塩する場合、その形態が不均一であるだけでなく、ある層の深さまで除塩するに要する水量も増加する。土層、平均 1 m までピストン型置換によって除塩するに必要な水量を表^{27,43}に示す。排水溝、暗渠へ除塩するに要する水量は、前述した理由により鉛直一次元流の場合の 2 倍から 8 倍を必要とする。排水溝・暗渠上部側方に不透水性の土盛をし、たん水をそれから離れた地面にのみ与える、またはその深さと間隔の比を大きくすることによって必要水深を約半分程におさえる

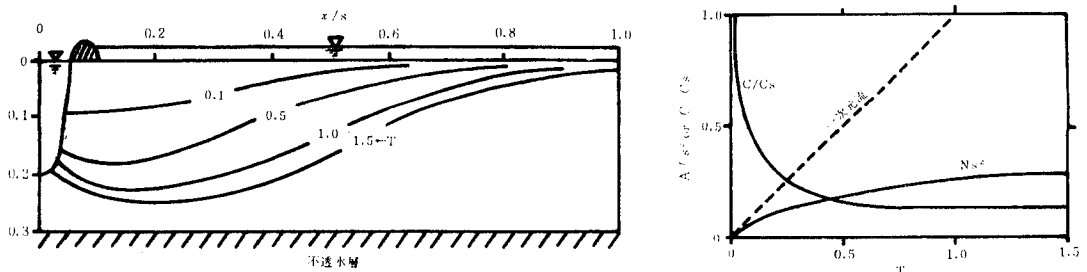


図-2 満水した排水溝へ除塩する場合の前線の移動形態

及び排水中の濃度 C の初期値 C_s に対する比

s = 排水溝間隔の半長 T = [排水溝単位長へ流入した水量] / [孔隙比 $\times s^2$]

A : 除塩された上層断面積

表-2 土層を平均1mの深さまでピストン型置換に
よって除塩するに必要な水量

$T = [排水溝または暗渠単位長さへ流入する水量] / [体積水分比 \times s^2]$
 $s = 排水溝または暗渠間隔の半長$ $d = 其の深さ$
 $a = 図2に示される土面土盛のy軸からの距離$
 $h = 不透水性層の深さ$

除 塩 方 式	T	必要水深* (m)
排水溝の場合		
$d/s=0.2, a/s=0.1, h/s=0.3$	3.1	3.88
$d/s=0.2, a/s=0.1, h \rightarrow \infty$	1.33	1.65
$d/s=0.2, a/s=0.3, h \rightarrow \infty$	0.60	0.75
暗渠の場合		
$d/s=0.2, a/s=0, h \rightarrow \infty$	0.89	1.11
$d/s=0.4, a/s=0, h \rightarrow \infty$	0.43	0.54
$d/s=0.2, a/s=0.3, h \rightarrow \infty$	0.49	0.61
一次元鉛直流の場合	0.40	0.50

* 暗渠または排水溝間隔 10 m, 体積水分比 0.5 の場合
ことが出来る。

リーチングに伴う高塩度水を地下水へ送り込むことは、その保全上好ましいことではない。近年乾燥地における除塩法として、未飽和流によって塩分を根群域から送り出し、地下水に至る以前に蒸発によって土中に集積させる方法が提案されている。例えば果樹を対象とする場合、樹木の近くにかんがい水を未飽和状態になるよう低流量で与え、塩分が根群域から送り出された時点で自然蒸発によって集積させる。この様な条件下における水分、及び塩分の移動形態を明確に定めることは非常に複雑な問題で現在研究途上にあると言える。

2) 高塩度水によるリーチング
前報⁴¹⁾ 13 ページを参照されたい。

3) 特殊な溶質を含む水によるリーチング

Na を多く含む土壌を低塩度水でリーチングしようとする場合、前述したように土壌の透水性が急減し、リーチングは時間的に不可能になる場合が多い。Ca⁺⁺ を含む化合物を低塩度水に投入してリーチングを行えば、その SAR^{注3)} が低下し透水性減退をきたすことなくリーチングを行なうことができる。酸性の水を用いる場合、土壌は (Ca, Mg) CO₃ を含んでいることが前提である。(Ca, Mg) CO₃ を含む土壌を、CaCl₂ または H₂SO₄ 溶液 (濃度 1% wt) の水深 10 cm で処理し、低塩度水 (EC = 0.46 mmho/cm, SAR = 15) で土層 40 cm を孔隙体積の 1.5 倍の水量でリーチングする場合の例を表 3 に示す。

注3 SAR (Sodium Adsorption Ratio)

$$= [Na^+] / \sqrt{[Ca^{++} + Mg^{++}] / 2}$$
 濃度は meq/l で表記する。

表-3 CaCl₂, H₂SO₄; 重量濃度 1% の溶液を水深
10 cm 土壌に与えた後に、低塩度水 (EC = 0.46
mmho/cm, SAR = 15) で土層 40 cm をその孔
隙体積の 1.5 倍の水量でリーチングする場合の
例 (未発表データの一部)

	Elfrida clay loam	Gothard clay loam	Safford clay loam
リーチング以前			
ESP	2.1	16.9	25.1
ECe (mmho/cm)	3.3	2.7	9.0
リーチングに要する 時間 (日)			
低塩度水	1.4	21.0	75.0
CaCl ₂	1.1	1.0	3.2
H ₂ SO ₄	1.1	1.9	2.8
リーチング後			
低塩度水 ESP	2.5	14.5	27.0
ECe	1.5	1.3	1.0
CaCl ₂ ESP	1.3	9.9	11.8
ECe	1.3	1.5	1.5
H ₂ SO ₄ ESP	1.5	9.3	13.0
ECe	1.3	1.6	1.5

この例から解るように、ESP の高い土壌 (通常 ESP = 10~15 以上をさす) の場合、低塩度水によるリーチングは長期間を要するだけでなく ESP を十分下げることがむずかしい。CaCl₂, H₂SO₄ 溶液を流入させた後にリーチングを行えば、必要時間及び ESP を小さくすることが出来る。与えられた土壌と水の場合にどれ程の Ca⁺⁺, または H⁺ の量と濃度を与えればよいかを決定する方法は CaSO₄ の場合¹³⁾ を除いて未だ確立していない。必要量の目安をつけるには USDA Handbook 60³⁹⁾ の略算法は一助となる。

ある種の有機物を含む土壌においては、前報⁴²⁾ で紹介したように低塩度水、高塩度水に限らず水の浸入が極端に悪くなる場合がある。除塩と関連してこの問題が特に重要となるのは、家畜の排物やピートを土中に投入した後に生じる水の浸入度合の低下である。特に家畜の排物の場合それに含まれる塩分をすみやかに除去することが必要であり、浸入能の低下はしばしば塩害を生じさせる原因となる。水の表面張力を低下させる表面活性剤 (主に石油工業の副産物) を投与することによってリーチングに必要な水の浸入度を増加させることが出来る。詳しくは前報⁴²⁾ を参照されたい。

III 交換性塩基の除去法

交換性 Na を除去する方法としては、前述したように

Ca⁺⁺ または H⁺ を含む物質をリーチング水に投入する方法がある。溶解性の低い Ca の化合物、例えば CaSO₄、CaCO₃、CaS またはイオウ化合物 (S, FeSO₄) を直接土壌中に混入しても同様な結果が得られる。これに関する解説、例えば文献 39, は数多いのでここでは省略する。交換性 H⁺ を除去する方法も酸性土壌の改良と関係し、良く知られていることであるからここでは省略する。

吸着性を有する塩分 (前述した有毒性塩はこれに属する) を除去する方法は大別して二つの方法がある。第一の方法は前述したリーチングによる場合である。Recue *et. al.*³³⁾ の現地実験によれば、B を除去するに要するリーチングの水量は通常余剰塩の場合の約 2 倍を必要とする。B と土粒子の相互作用は土壌の種類、pH 等によって大きく変わる¹⁹⁾ので、この水量は単一例と考えるべきである。近年、B と土粒子の相互作用を考慮したリーチングの必要水量を厳格に決定しようとする努力は数多く見られる^{34, 38)}他の有毒塩分¹⁵⁾に対するリーチングの基準はほとんど検討されていない。

吸着性塩を除去する第二の方法は、それを土中に固定化する場合である。例えば、前述した B, あるいは Mo 等は通常アルカリ性の場合に溶解し有毒な濃度に達するが、酸性側になると沈殿し溶解濃度は低下する。逆に Al を除去するために CaCO₃ 等を土中に投入する等の場合もある。

要 約

除塩に関する基礎事項、特に土壌物理、農業土と関係の深いリーチングに関する事項を中心に近年の成果をとりまとめた。

余剰溶解塩分を一次、二次元飽和流でリーチングする場合の基礎論は、ほぼ完成に近づいているように思われる。未飽和流、三次元浸透流に伴うリーチングについては今後解決しなければならない問題が多い。

交換性塩、特に交換性 Na の除去に関する研究は数多く、化学的基礎はほぼ確立しているといえる。与えられた土壌と水の条件の下で交換性 Na を最も効果的に除去する方法については、今後更に細かい研究を必要とする。Dutt¹³⁾らによって用いられている研究指向は、この問題を解決する上に非常に興味ある方法を指示している。更に、交換性 Na を除去するに用いる物質のほとんどが、近年工業排物、または副産物として生産されているので、従来まで経済的に不可能として無視されていた物質の利用を再検討する必要がある。

有毒性塩の除去に関する研究は、ほう素の場合を除き未だ不十分である。下水、工場排液、排物等の土中処理

にともなって近年この種の塩が急増していることを考えるならば、今後重点的な研究が必要である。Boast によって要約されている物質移動方程式の利用、Dutt¹²⁾、Tanji³⁸⁾らによって用いられている化学反応の数値近似法等は、この問題を解決する理論的根拠を与えるものと思われる。

除塩に関する基礎研究は、従来までの「塩抜技術」の範囲をこえ、近年急増している排物の土中処理に伴う塩の変化を明確にする方向に重点が移る可能性がある。

参 考 文 献

- 1 Aldrich, D. G., A. P. Vanselow, and G. R. Bradford. 1951. *Soil Sci.* 71 : 291—295.
- 2 Allison, L. E. 1964. *Adv. in Agronomy* 16 : 139—180.
- 3 Bernstein, L., and H. E. Hayward. 1958. *Ann. Rev. of Plant Physiology.* 9 : 25—46.
- 4 Bernstein, L., and G. A. Pearson. 1954. *Soil Sci.* 77 : 355—368.
- 5 Bingham, F. T., and M. J. Garber. 1970. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 34 : 122—126.
- 6 Bingham, F. T., L. B. Fenn, and J. J. Oertli. 1968. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 32 : 249—252.
- 7 Bingham, F. T., A. L. Page and G. R. Bradford. 1964. *Soil Sci.* 98 : 4—8.
- 8 Boast, C. W. 1973. *Soil Sci.* 115 : 224—239.
- 9 Bower, C. A., G. Ogata, and J. M. Tucker. 1969. *Agronomy J.* 61 : 783—785.
- 10 Brown, J. C., J. E. Ambler, R. L. Chaney, and C. D. Foy, 1972. In "Micronutrients in Agriculture". p. 389 *Soil Sci. Soc. Amer., Inc. Madison, Wisconsin. U. S. A.*
- 11 Day, P. R., and W. M. Forsythe. 1957. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 21 : 477—480.
- 12 Dutt, G. R., M. J. Shaffer, and W. J. Moore, 1972. *Arizona Agr. Exp. Sta. Tech. Bull.* 196.
- 13 Dutt, G. R., R. W. Terkelotub, and R. S. Rauschkolb. 1972. *Soil Sci.* 114 : 93—103.
- 14 Eaton, F. M. 1944. *J. Agr. Res.* 69 : 237—277.
- 15 Ellis, B. G., and B. D. Knezek, 1972. In "Micronutrients in Agriculture" *Soil Sci. Soc. Amer., Inc. Madison, Wisconsin. U. S. A.*
- 16 Fenn, L. B., J. J. Oertli and F. T. Bingham. 1970. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 34 : 617—620.
- 17 Fried, J. J., and M. A. Combarous. 1971. In

- "Advances in Hydrosceince." Chow (Ed). Academic Press, New York. Vol. 7. p. 169—282.
- 18 Gardner, W. R., and R. H. Brooks. 1957. Soil Sci. 83 : 295—304.
- 19 Hatcher, J. T., and C. A. Bower. 1958. Soil Sci. 85 : 319—323.
- 20 Hilgeman, R. H., W. H. Fuller, L. F. True, G. C. Sharples, and P. F. Smith. 1970. J. Amer. Soc. Hort. Sci. 95 : 248—251.
- 21 Kirkham, D., and W. L. Powers. 1972. Advanced soil physics. Wiley-Interscience New York. p. 379—424.
- 22 Kubota, J., and W. H. Allaway. 1972. In "Micronutrients in Agriculture" p. 525 Soil Sci. Soc. Amer., Inc. Madison, Wisconsin. U. S. A.
- 23 Luthin, J. N., P. Fernandez, B. Maslov, J. Woerner and F. Robinson. 1969. Amer. Soc. Civil Engr. Proc. 95 : IR 1 : 117.
- 24 Lunin, J., and M. H. Gallatin. 1965. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 29 : 608—612.
- 25 Martin, J. P., and F. T. Bingham. 1954. Soil Sci. 78 : 349—360.
- 26 Miyamoto, S., and A. W. Warrick. 1973 a. Water Resources Research. In print.
- 27 Miyamoto, S., and A. W. Warrick. 1973 b. (Manuscript submitted to Soil Sci. Soc. Amer. Proc.)
- 28 Mulqueen, J. and D. Kirkham. 1972. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 36 : 3—8.
- 29 Nielsen, D. R., and J. W. Biggar. 1961. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 25 : 1—5.
- 30 Nielsen, D. R., and J. W. Biggar. 1962. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 26 : 216—221.
- 31 Oddson, J. K., J. Letey, and L. V. Weeks. 1970. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 34 : 412—417.
- 32 Pearson, G. A., A. D. Ayers, and D. L. Eberhard. 1966. Soil Sci. 102 : 151—156.
- 33 Reeve, R. C., A. F. Pillsbury, and L. V. Wilcox. 1955. Hilgardia 24 : 69—91.
- 34 Rhoades, J. D., R. D. Ingvalson, and J. T. Hatcher. 1970. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 34 : 871—875.
- 35 Saddler, L. D. M., S. A. Taylor, L. S. Willardson, and J. Keller. 1965. Soil Sci. 100 : 348—355.
- 36 Shalhevet, J., and L. Bernstein. 1968. Soil Sci. 106 : 85—93.
- 37 Sung-Ho Lai, and J. J. Jurinak. 1971. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 35 : 894—898.
- 38 Tanji, K. K. 1970. Soil Sci. 110 : 44—51.
- 39 U. S. Salinity Lab. Staff. 1954. Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils. USDA Agricultural Handbook 60.
- 40 Warrick, A. W., J. W. Biggar and D. R. Nielsen. 1971. Water Resources 7 : 1216—1225.
- 41 宮本征一, 長期金造, 1972, 土壌の物理性, 27 : 10—14.
- 42 宮本征一, 1972, 土壌の物理性, 27 : 24—35.