

No.8807 沿岸域の生態系と沿岸域環境の制御システムの相関的研究

船田 周(作新学院大学)

要約

本研究は、海域の環境制御に伴う生態系の変化と生産性との関係の究明、有効な制御システムの確立等、沿岸域を生物生産の場として活用するための技術的諸問題の解析と手法の開発を目的としたが、第一年度において、概ね次のような成果が得られた。

(1) 海水及び陸水の環境要因の計測 (井上裕雄、越智 正)

光学的方法による水質モニタリングについての基礎的研究を実施した。

(体積) 消散係数 c_{λ} ($=b_{\lambda} + a_{\lambda}$) は、 $c_{\lambda} = c_{w\lambda} + c_{p\lambda} + c_{d\lambda}$ (1) のように構成される。 $c_{w\lambda}$ 、 $c_{p\lambda}$ 、 $c_{d\lambda}$ はそれぞれ純水、懸濁態物質及び溶存態物質にかかわる消散係数であり、消散係数は吸収係数 a と散乱係数 b の和である。 λ は波長依存を示す。可視光の範囲では、海水中の溶存無機物の影響は無視されるので、溶存態有機物による吸収のみを考えることにする。懸濁態物質濃度として(SS)を、溶存態有機物濃度の指標として(COD_d)を使えば、第一近似として、 $c_{p\lambda} = b_{p\lambda} + a_{p\lambda} = (i_p + j_p)_{\lambda}(SS)$ 、 $c_{d\lambda} = a_{d\lambda} = j_{d\lambda}(COD_d)$ と置ける。 i は散乱、 j は吸収にかかわる比係数である。したがって、(1)式は次のように書ける。 $c_{\lambda} - c_{w\lambda} = (i_p + j_p)_{\lambda}(SS) + j_{d\lambda}(COD_d)$ (2) 20.0cm path length の平行光線束透過率計(波長 425nm, 690 nm)及び spectrophotometer を使って、これら諸係数を見積った。

懸濁態物質としてKaolin粒子、Marine Chlorella sp.及び海底堆積物粒子について、 $(i_p + j_p)_{425}$ 、 $(i_p + j_p)_{690}$ 、 $\xi = (i_p + j_p)_{425} / (i_p + j_p)_{690}$ を見積った。粒径により多少変わるようである。Kaolin粒子では、 $(i_p + j_p)_{425} = 0.86 \sim 0.94$ 、 $(i_p + j_p)_{690} = 0.54 \sim 0.69 m^{-1} (g/m^3)^{-1}$ 程度であった。沿岸海水の溶存態有機物の吸収係数 ($a_{d\lambda} \doteq c_{d\lambda}$) については、 $a_{d690} \doteq 0$ であるので、 j_{d425} のみを見積った。 $0.16 \sim 0.21 m^{-1} (g\ O_2/m^3)^{-1}$ に範囲した。Marine Chlorella sp.培養液の濾過海水では、 $0.18 \sim 0.20$ 程度の値を得た。

(2) 沿岸域の環境制御 (長堀金造、成岡 市)

特に、沿岸地域の農地土壌の塩類集積と除塩システムについて解析した。即ち、①湿潤地域の干拓地を対象とした高塩分土壌の除塩法、ならびに②乾燥・半乾燥地域の内陸性塩害地における地下汽水面上の土層を対象とした塩類集積防除法、等について検討した。

①高塩分土壌の除塩法については、岡山県の笠岡湾干拓地を実地試験対象地とした。本地区は昭和52年に干陸し、以後自然降雨によって除塩を促進させるための種々の土層耕起が行なわれる一方で、試験圃場を設けて栽培試験も続けられた。当初収量成績もよかったが干陸後2年が経過した頃から除塩と土層の乾燥が停滞し始めそれに対応して収量も大きく落ち込んでいる。そこで本地区における土壌の物理性の経年変化を検討した結果、畑地の生産力の指標ともいえる土壌構造が破壊され、三相のバランスが極度に悪化していることがわかった。これは干拓粘土がNa型によるものと考え、Ca型に改善するための研究に着手した。

②地下汽水面上の土層を対象とした塩類集積防除法については、改善方式として「切断層」の効果をみた。これは、地下汽水面上の土層において地表面からの作土層を仮定し、作土層の下端部と地下汽水面との間に毛管上昇汽水を中断する物理的な構造である。雨水・灌漑水による降下浸透水は、作土層中の塩類を洗脱しながら切断層を通過し、さらに降下浸透するが、上昇汽水は切断層によって作土層への浸入が困難となることを期待している。土層内毛管汽水の影響を受け易い耕作土層に対して農耕を有利に導くため、常に除塩の方向に規制することが重要で、降雨水によって塩分を希釈させながら作土(20~30cm厚)から下層へ重力水として排水し、あわせて地下汽水が蒸発エネルギーあるいは毛管力などによって上昇する行動を妨害することを考え、この塩類の被害を安定して除去する方策を立案しなければならない。本報告では、以上の観点に基づき、1)切断層以深(下層土)における土壌水移動の特徴、2)切断層以浅(作土層、農耕により常に構造変化がある)における水の蒸発とNaCl集積の特徴、等についてカラム実験による基礎的な検討を行なった。

No.8807 沿岸域の生態系と沿岸域環境の制御システムの相関的研究

船田 周(作新学院大学)

I. 研究の目的

沿岸部は都市、工業、農業、水産業、運輸など多くの社会活動が活発であり、海との調和とその活用に関する問題は近代社会にとって極めて重要である。しかし海水の環境は陸上とはいささか異なり特殊であるとともに、複雑かつ厳しい条件下にあって未開発のままの研究領域が多く今後改めて総合的に検討し発展させる必要がある。特に海水理工学の分野はその基盤を占めるものが多く最も重要であるにもかかわらず従来その意図は充分でなく一面的研究に終わる例が多い。従来、沿岸域の研究はそれぞれの学問領域の中で進められる場合が多いが、今後、化学あるいは工学と生物学あるいは農学が協力し、相互補完しつつ研究を進める必要がある。

周囲を海に囲まれた日本は沿岸延長が極めて長くかつ最も社会的活動が活発な地域である。この沿岸線を有効に利用した生産活動を推進するとともに、その生産活動を環境条件と調和させることは極めて重要である。元来沿岸は陸地と海域の境界にあることから従来陸域として扱われるが、この海水環境条件は陸水と異なり塩分濃度のために複雑であり従来主として外洋を対象としてきた海洋学とは別に、沿岸における人間活動との関連の中で海水との係りあいを科学的に検討する海水科学の領域として考慮する必要がある。

沿岸海域は外洋に面する開放的な外洋性生態系と閉鎖的な内湾、内海性生態系とが、混在する特殊な海域である。この海域を生物生産の場として有効に利用することは、今後の生物資源開発産業として重要なテーマである。

このためには、多くの研究テーマが考えられるが、本研究においては海域の環境制御に伴う生態系の変化と生産性との関係の究明、有効な制御システムの確立等、沿岸域を生物生産の場として活用するための技術的諸問題の解析と手法の開発を目的とする。

II. 研究の組織

本研究を行なうに当って、次のような研究組織を編成した。

氏 名	所 属 ・ 職
船 田 周	作新学院大学・学長
井 上 裕 雄	香川大学・教授
越 智 正	香川大学・助教授
長 堀 金 造	岡山大学・教授
成 岡 市	東京農業大学・助手
藤 田 喜 彦	基礎生物学研究所・教授

Ⅲ. 昭和63年度の研究報告

昭和63年度においては、(1)海水及び陸水の環境要因の計測、(2)沿岸域の環境制御の2点に重点を絞った研究を行なった。それぞれについての研究経過は次の通りである。

(1) 海水及び陸水の環境要因の計測 (井上・越智)

特に、沿岸水域における水質モニタリング方法の開発に関する研究を行なった。

1) 目的

沿岸水域における生態環境を水質の観点から、とくに懸濁態物質と溶存態物質についてモニタリングする方法の開発を目的とする。

沿岸水域における濁りを構成する物質として、①無機懸濁態物質、②有機懸濁態物質、③溶存態有機物が考えられる。無機懸濁態物質としては河川あるいは大気から運び込まれる鉱物質が主である。有機懸濁態物質は生体プランクトンと非生体有機懸濁物に分けられ、非生体有機懸濁物は生物の分解細片であるデトリタスと溶存有機物から生成される有機凝集体から構成される。溶存態有機物は、主として、動・植物、とくにプランクトンの排泄物および分解に際して放出される有機物で、それらの腐植化されたものも含まれる。陸上からの諸排水に起因する様々な懸濁態、溶存態物質も存在することは言うまでもない。

このように、沿岸水はきわめて複雑な構成であるが、総合的な水質指標としてのCOD、SSなどの観点から、この構成を計測する方法について開発研究を行なう。

2) 方法

一般に、海水中における平行光線束の消散は、①水そのものの消散(消散係数 c_w)、②懸濁態物質による消散(消散係数 c_p)、③溶存態物質による消散(消散係数 c_d)によって惹起される。

$$c = c_w + c_p + c_d \quad \text{-----} \quad (1)$$

visible region については、通常海水中の溶存無機物の影響は無視できるので、溶存態物質としては有機物に的を絞ることができる。すなわち、 c_d としては溶存有機物による吸収係数 a_d と考えてよい。

溶存態有機物濃度の指標としてCOD_d(化学的酸素要求量)を使えば、

$$c_d = a_d = j_d(\text{COD}_d) \quad \text{-----} \quad (2)$$

と置いてよい。

また、懸濁物濃度の指標としてSSをあてれば、

$$c_p = (i_p + j_p)(SS) \quad \text{-----} \quad (3)$$

と置けよう。

(注) $c = a + b$ c : 消散係数
 a : 吸収係数
 b : 散乱係数

ここで、 j_d は単位COD_d における消散係数 (ここでは吸収係数とみなせる)、 $(i_p + j_p)$ は単位SSにおける消散係数であり、 i_p は散乱、 j_p は吸収にかかわる。

したがって、海水中で測定される消散係数 c_λ (波長 λ) は、

$$c_\lambda = c_{w\lambda} + (i_p + j_p)_\lambda (SS) + j_{d\lambda} (COD_d) \quad \text{-----} \quad (4)$$

で表わすことができる。

$\lambda = 425\text{nm}$ と 690nm を考えよう。沿岸海水中に溶存する有機物による吸収は 690nm では無視し得る (詳細は後述) ので、 $a_{d690} = 0$ と置けば、

$$c_{425} = c_{w425} + (i_p + j_p)_{425} (SS) + j_{d425} (COD_d) \quad \text{-----} \quad (5)$$

$$c_{690} = c_{w690} + (i_p + j_p)_{690} (SS) \quad \text{-----} \quad (6)$$

である。eq.(5)とeq.(6)から次の関係式を得る。

$$(c - c_w)_{425} = \xi (c - c_w)_{690} + a_{d425} \quad \text{-----} \quad (7)$$

ここで、 $\xi = (i_p + j_p)_{425} / (i_p + j_p)_{690}$
 $a_{d425} = j_{d425} (COD_d)$

ξ を知って、 c_{425} と c_{690} を測れば吸収係数 a_{d425} を得る。

また、SS、COD_d について解けば、

$$SS = (c - c_w)_{690} / (i_p + j_p)_{690} \quad \text{-----} \quad (8)$$

$$COD_d = ((c - c_w)_{425} - \xi (c - c_w)_{690}) / j_{d425} \quad \text{-----} \quad (9)$$

を得る。

3) 結果と考察

① 懸濁態物質

懸濁態物質として、モデル的に、Kaolin粒子、培養した Marine Chlorella sp. 及び内湾堆積物の懸濁粒子を使用した。簡易濾過海水に適量の Kaolin (半井化学 K.K. 製 NO.198-29) を入れ、充分攪拌して10分間静

置した後、上澄液を採取した。この濃厚Kaolin水を原水とした。Marine Chlorella sp. については、濃厚培養液をそのまま原水として使用した。また、内湾海底堆積物については、簡易濾過海水中に適量を入れ、充分攪拌した後、沈降法で粒度分級して、それぞれの原水を得た。

硬質塩化ビニル製のタンク(120×25×50cm)に簡易濾過海水を満し、ポンプで循環攪拌した。この海水の消散係数 c_p をベース値とする。前述の各種原水を適宜加えて、その都度、消散係数 c を測る。消散係数の測定には、光路長20.0cmの平行光線束透過率計(波長425nmと690nm)を使用した。

$c_p = c - c_p$ の値をKaolin粒子、Chlorella粒子、海底堆積物粒子、それぞれのSS濃度に対してプロットした。また、Chlorellaに関しては指標としてChl.-a濃度も使用した。SS濃度測定には0.45 μ Millipore filterを使い、Chl.-a濃度測定は、UNESCO法によった。

例えば、(図1-1)及び(図1-2)は、それぞれ、波長425nm及び690nmにおけるKaoline粒子に関する c_p 対(SS)の図である。また、(図1-3)及び(図1-4)は、波長425nm及び690nmにおけるMarine Chlorella sp. に関する c_p 対(Chl.-a)の図である。それぞれのSlopeとして $(i_p + j_p)_\lambda$ を推定し得る。

Kaolin、Chlorella、堆積物の粒子について、SS基準の比消散係数 $i_p + j_p|_{SS}$ の425nm、690nmにおける値(単位は $m^{-1}(g/m^3)^{-1}$)を求めた。また、Chlorellaについては、Chl.-a基準の比消散係数 $i_p + j_p|_{Chl.-a}$ の両波長における値(単位は $m^{-1}(mg/m^3)^{-1}$)をも求めた。これらを(表1-1)にまとめた。

同時に、 $\xi = (i_p + j_p)_{425} / (i_p + j_p)_{690}$ を計算し、SS基準の場合、 $\xi|_{SS}$ 、Chl.-a基準の場合 $\xi|_{Chl.-a}$ で表示し、(表1-1)に記述した。

Kaolin粒子の $i_p + j_p|_{SS}$ の値は、425nmで平均0.91、690nmで平均0.63、また $\xi|_{SS} = 1.44$ の平均値を得た。

Chlorella粒子の $i_p + j_p|_{SS}$ の値は、425nmで1.61、690nmで1.05、そして $\xi|_{SS} = 1.53$ と算出された。海底堆積物粒子では、傾向として、粒径が小さくなると、両波長いずれにおいても、 $i_p + j_p|_{SS}$ は大きくなり、また $\xi|_{SS}$ も大きくなる様相を呈した。

② 溶存態有機物

沿岸海水、特に漁港などの海水の濾過水、Marine Chlorella sp.培養液の濾過水、及びマングローブ林水路で採取した海水の濾過水(いずれも0.45 μ Millipore filter 使用)について、Spectrophotometerで紫外・可視域の吸収スペクトルを調べた。また、屋島湾奥部で採取した多量の海水については、東洋濾紙No.2で濾過し、さらに0.45 μ Millipore filterで濾過して十分量の濾過水を得、20.0cm光路長の平行光線束透過率計で425nmの吸収係数 a_{d425} を測った(表1-2のInterior of Yashima Bayの場合)。

例えば、(図1-5)は屋島湾口に位置する庵治漁港内で採取した海水の濾過水について、(図1-6)はタイ国ラノンのマングローブ林内水路クロン・ウンガオで採取した海水の濾過水について、また(図1-7)はMarine Chlorella sp.の培養液の濾過水について、紫外・可視域の吸収スペクトル(1)を描いた図である。いずれの場合においても a_{d690} は無視し得るオーダーであった。

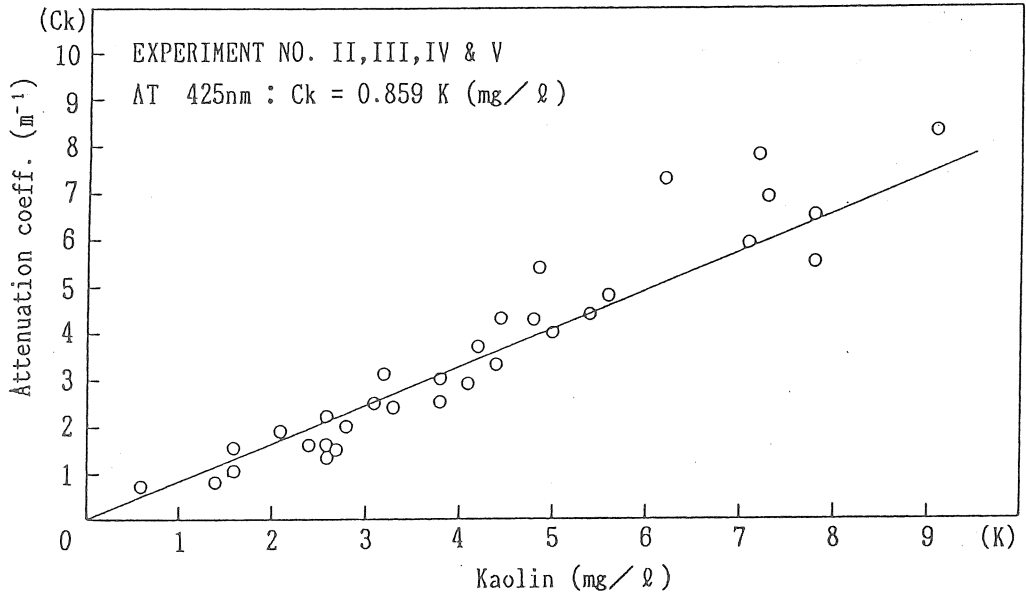
沿岸の湾、漁港の海水、Chlorella培養液、マングローブ林内水路の海水等について、それらの濾過海水の波長425nmにおける吸収係数 a_{d425} ($\equiv c_{d425}$)を測定し、同時にそのCOD_d(過マンガネ酸カリ・アルカリ法)を分析した。結果を(表1-2)にまとめた。

a_{d425} 値及びCOD_d値は採取した海水それぞれ様々であるが、比吸収係数 j_{d425} は沿岸海水で0.16~0.21 $m^{-1}(g\ O_2/m^3)^{-1}$ に、またChlorella培養液で0.18~0.20に範囲した。これらは比較的類似の値である。他方、マングローブ林水路の海水では $j_{d425} = 0.28 \sim 0.49$ とかなり高かった。

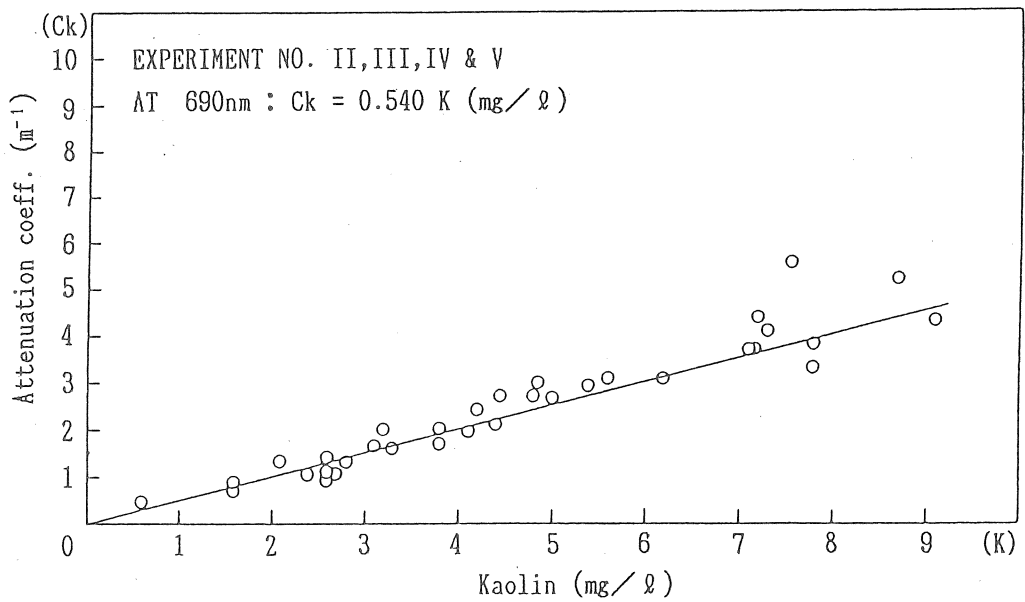
4) 今後の課題

懸濁態物質に関しては、沿岸海域の海水中の非生体懸濁態物質、及びいくつかの種類の植物プランクトン等について、その光学的特性を調べる必要がある。溶存態有機物に関しては、①その紫外・可視域における吸収スペクトルのパターンの検討、②腐植化による吸収スペクトル・パターンの変化、③それらのパターンとレベルのCOD_d(DOC) ないしは酸素消費量との関連性、等の解明を必要とする。

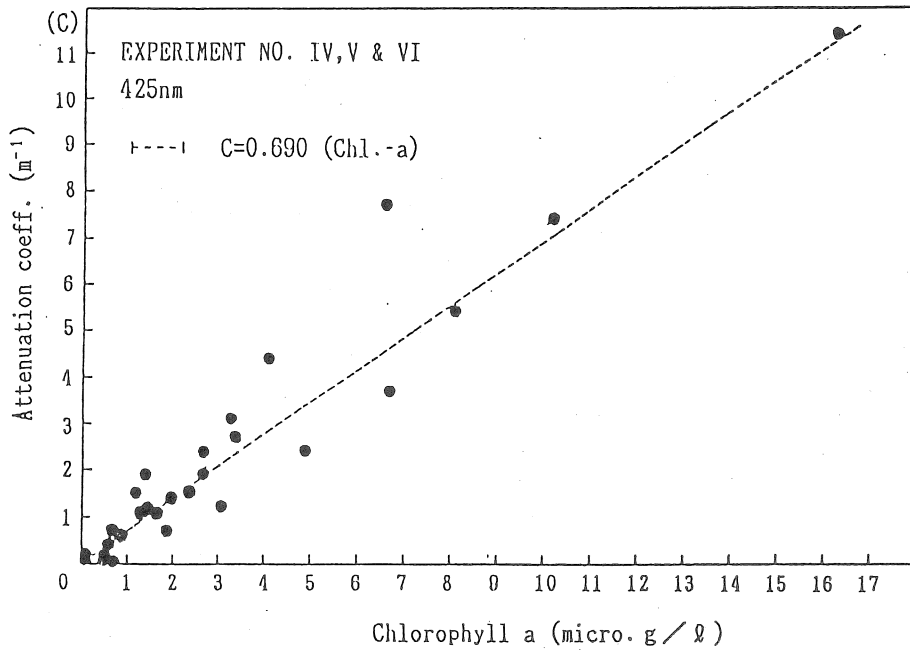
これらの基礎的研究を経て、特性的な波長を選び、水質モニタリングとして十分機能できる方向を探る。



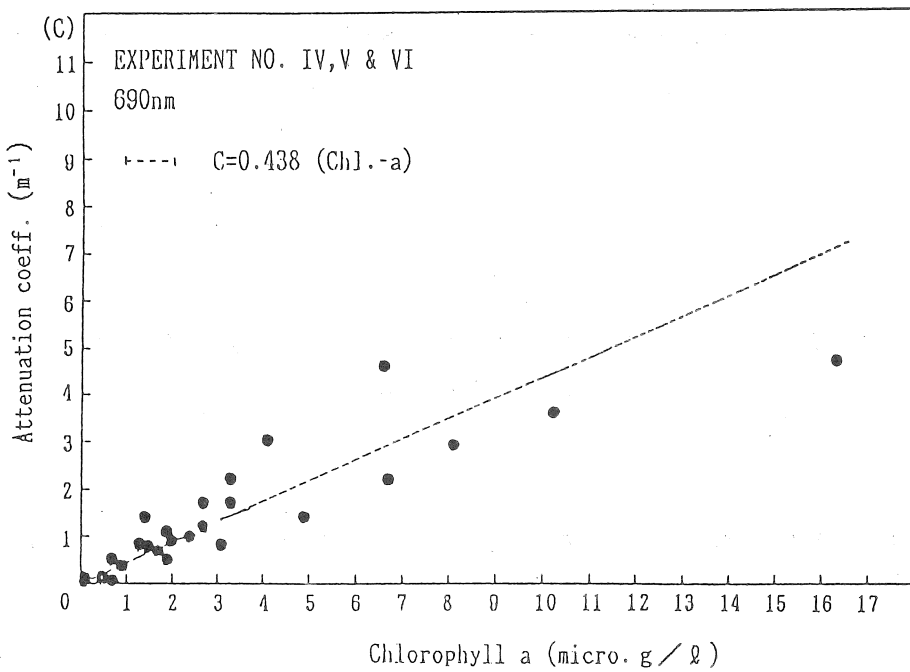
(図1-1) 波長425nmにおけるKaolin粒子の消散係数とそのSS濃度との関係



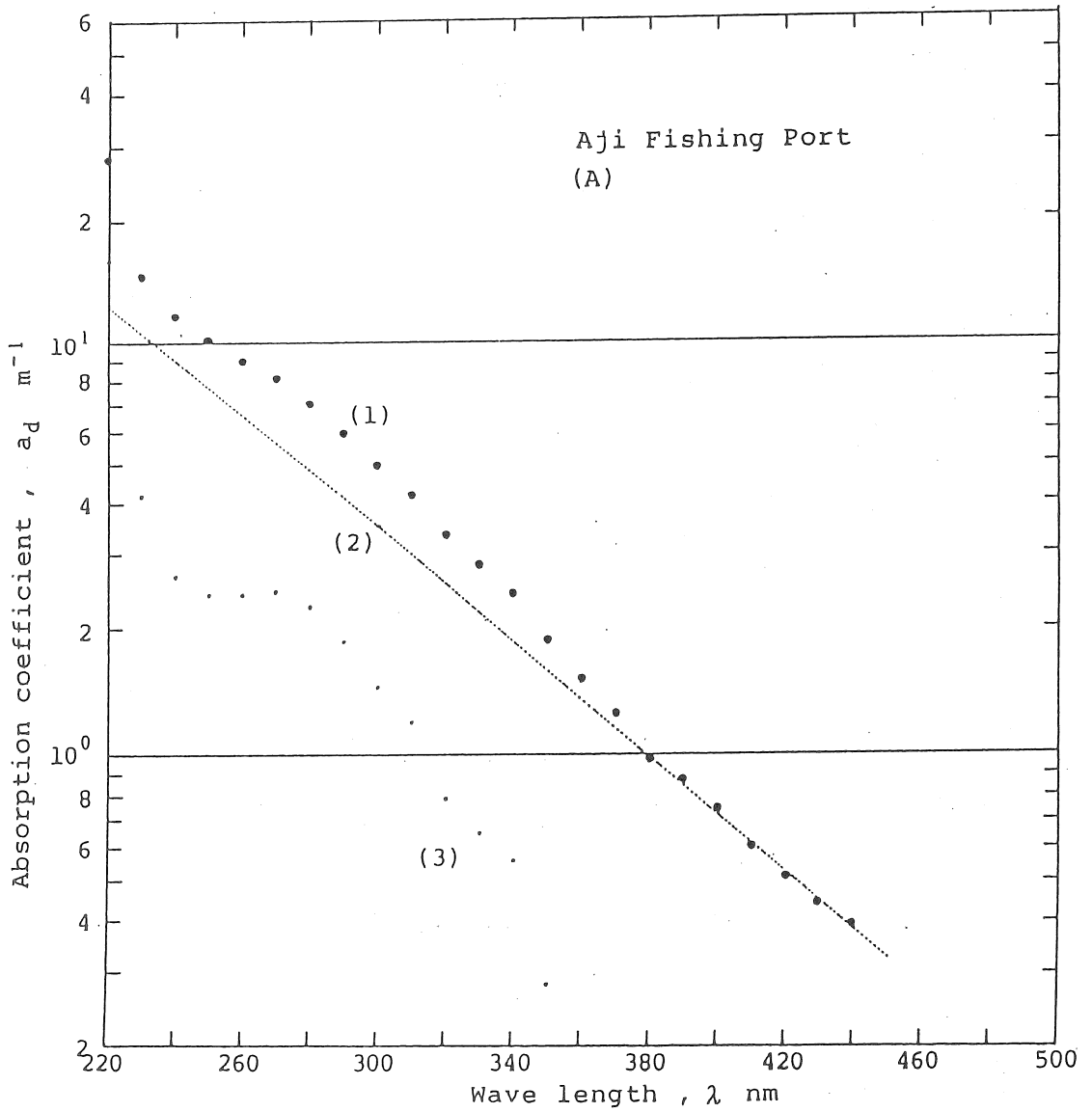
(図1-2) 波長690nmにおけるKaolin粒子の消散係数とそのSS濃度との関係



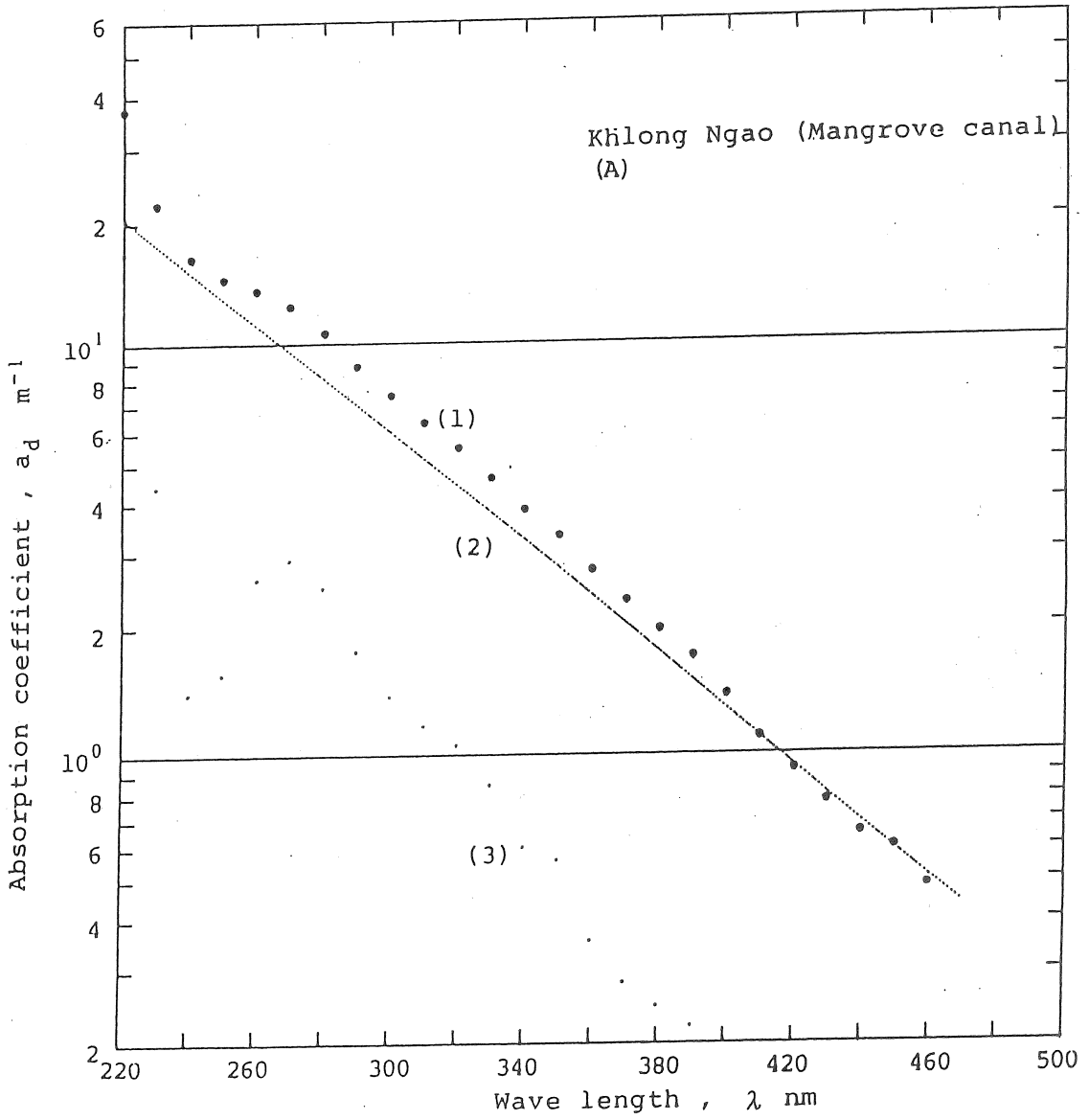
(図1-3) 波長425nmにおけるMarine Chlorella sp.の消散係数とそのChl.-a濃度との関係



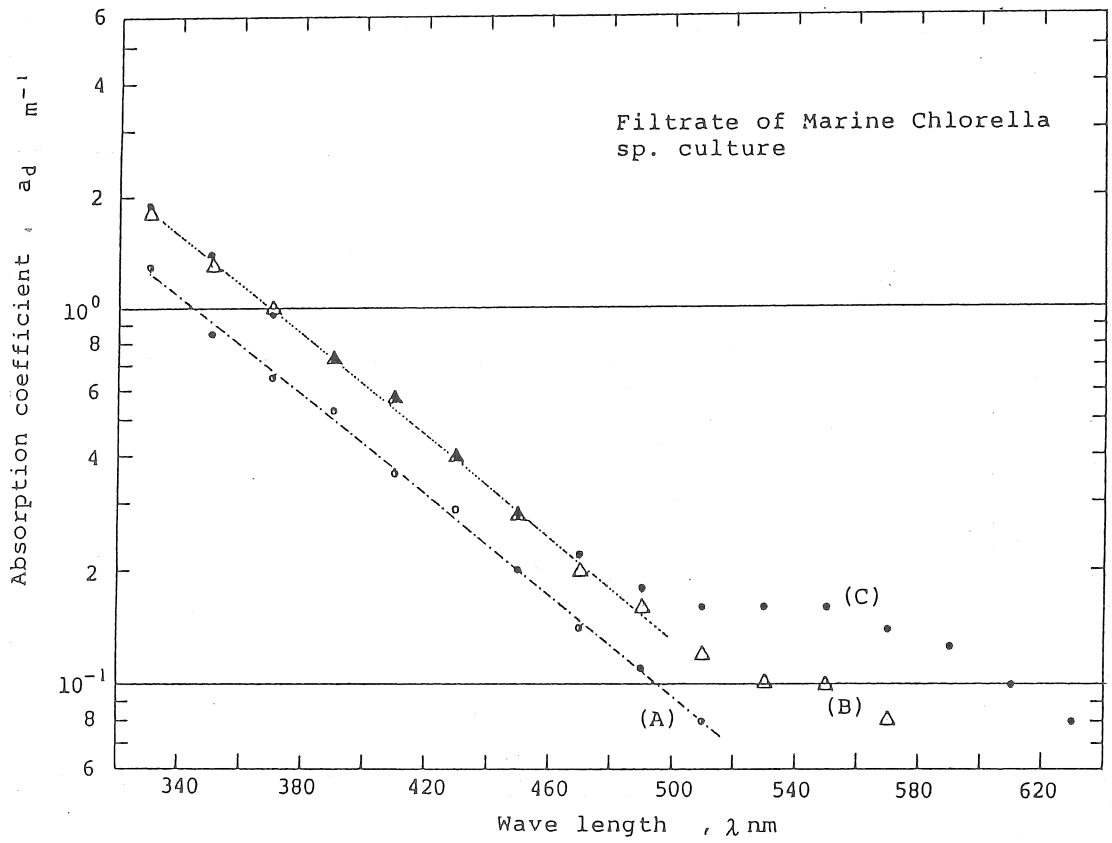
(図1-4) 波長690nmにおけるMarine Chlorella sp.の消散係数とそのChl.-a濃度との関係



(図1-5) 庵治漁港海水の濾過水の紫外・可視域における吸収スペクトル



(図1-6) クロン・ウンガオ (マングローブ水路) の濾過海水の紫外・可視域における吸収スペクトル



(図1-7) Marine Chlorella培養液の濾過海水の紫外・可視域における吸収スペクトル

(表1-1) 様々な懸濁態粒子の光学的特性

Particulate matter	Particle size	$i_p^+j_p SS$		ξSS	$i_p^+j_p Chl-a$		$\xi Chl-a$
		425 nm	690 nm		425 nm	690 nm	
Kaolin	(K)	0.92	0.67	1.37			
	(P)	0.86	0.54	1.59			
Marine Chlorella sp.	(T)	0.94	0.69	1.36			
	(K)	1.61	1.05	1.53	0.57	0.34	1.68
Sediment from Shido bay	(P)				0.69	0.44	1.57
	(1)	0.68	0.49	1.39			
	50 $\mu > *$						
	20 $\mu >$	1.00	0.60	1.52			
	(2)	0.40	0.32	1.25			
	50 $\mu >$	0.90	0.67	1.34			
(3)	20 $\mu >$	2.26	0.71	1.77			
	5 $\mu >$	0.97	0.66	1.47			
	20 $\mu >$	1.19	0.72	1.65			
	10 $\mu >$	1.31	0.84	1.56			
5 $\mu >$							
3 $\mu >$	1.50	0.87	1.72				

* Particle size

(表1-2) 様々な海水の溶存態有機物の波長425nm吸収係数とCOD_dとの関係

Sampling place	a _d 425 m ⁻¹	COD _d g/m ³	a _d 425/ COD _d m ³ /g·m	Note
Takamatsu harbor	0.12	0.58	0.21	Spectrophotometer
Shido fishing port	0.26	1.32	0.20	"
Mure fishing port	0.28	1.50	0.19	"
Interior of Yashima bay (A)	0.40	2.19	0.18	"
" (B)	0.32	1.79	0.18	Beam transmittance meter
Aji fishing port (A)	0.47	2.49	0.19	Spectrophotometer
" (B)	0.45	2.83	0.16	"
Marine Chrollera sp. culture (A)	0.31	1.72	0.18	"
" (B)	0.44	2.44	0.18	"
" (C)	0.46	2.32	0.20	"
Khlong Ngao (Mangrove canal) (A)	0.85	1.74	0.49	"
" (B)	0.28	0.99	0.28	"
" (C)	0.71	1.65	0.43	"

(2) 沿岸域の環境制御 (長堀、成岡)

1. 笠岡湾干拓地土壌の除塩過程と土壌物理性の改良法について

1) 目的

除塩とは、土粒子に吸着されていたり、土壌溶液中に含まれている塩またはイオンが、水の動きと共に土層系外へ運び去られるという、物質移動の一現象と捉えられる。これまで、わが国の干拓地はすべて水田に利用されてきたため、除塩問題については水田利用の観点からの研究が進められてきた。しかし海面干拓地を営農開始当初から畑地として利用すべく事業が進められてきた笠岡湾干拓地では、畑地利用の除塩に関わる多くの問題への対応に迫られている。特に、耐塩性の低い畑作物でも正常な生育が可能な程度にまで除塩を遂行すること、次第に改良が進む畑土層状態を将来にわたり維持し続けることを合わせ行なうことが強く求められている。このように、広い意味での除塩対策を検討していく段階で直面した多くの問題点を整理すると、以下に述べるように物質移動の諸問題と密接な関わりを有することがわかった。つまり、笠岡湾干拓地は多くの分野において発生する物質移動の問題が凝縮して存在するフィールドと捉えられる。このような観点から、研究は現在も継続中であるが、本報告では笠岡湾干拓地の除塩問題を通して、広く土壌中の物質移動に関わる当面の課題整理を試みるものである。

2) 考察

干拓地の高塩分土壌の除塩法の解析に当たって、岡山県の(図2-1)に示した笠岡湾干拓地を実地試験対象地とした。本地区は雨量が少なく、比較的温暖で蒸発量が大きい典型的な瀬戸内気候である。干拓地での大規模な畑地利用はわが国でも初めてであり、塩分問題は当初から懸念されていて、基盤整備と営農技術のあり方も研究の課題であった。本地区は昭和52年に干陸し、以後自然降雨によって除塩を促進させるための種々の土層耕起が行なわれる一方で、試験圃場を設けて栽培試験も続けられた。当初収量成績もよかったが干陸後2年が経過した頃から除塩と土層の乾燥が停滞し始めそれに対応して収量も大きく落ち込んでいる。そこで本地区における土壌の物理性の経年変化を検討した結果、畑地の生産力の指標ともいえる土壌構造が破壊され、三相のバランスが極度に悪化していることがわかった。これは干拓粘土がNa型によるものと考え、Ca型に改善するための研究に着手した。

① 土壌物理性の悪化の機構

土壌物理性の悪化は除塩の進行に伴い土壌溶液の濃度が低下して、Na粘土特有の分散反応が強まったことにより生じたものであり、以下の現象をもたらした。

- 1) 塩濃度(ECe)と交換性Naの割合(ESP)との関連からみた粘土の挙動について模式図(図2-2)から明らかなように、除塩の進行(ECeの低下)に伴いESP値が低下しないと、土は凝集領域から膨潤・解膠領域へと移行し、分散状態に至る。
- 2) 透水性の低下。(図2-3)は透水係数に対するNa飽和度(ESP)の影響をみたもので、除塩とともに土壌溶液濃度が低下しても、ESPが低下しなければ透水係数は小さくなることを示す。
- 3) 膨潤に伴う自由水の現象。除塩が進み土壌溶液濃度が低下すると拡散二重層が発達し、体積が拘束された条件下では、(図2-4)に示すように膨潤圧が増加する。体積が完全に拘束されてはいない圃場の状態では、土壌水の一部は膨潤水として取り込まれ、非自由水となる。さらに、それに伴って空気が浸入し、気液界の自由エネルギーに基づくマトリックポテンシャルが発達して、土壌水の自由エネルギーは同じ含水比の下でも小

さくなる。すなわち、膨潤に伴って重力ポテンシャルの地位の相対的低下並びに自由水の現象が生じる。従って、重力により動く水が少なくなって、それにより運搬される物質移動量の減少がもたらされる。

② Ca粘土化による土壌物理性の改善

1) 石膏 (CaSO₄) 施用によるNaイオンのCaイオンとの置換

(図2-2)の凝集・解膠(分散)関係から明らかなように、悪化した物理性を改善するためには、ESPを低下させることが最も重要であり、それが(図2-5)で典型的に示されるように透水性の増加や、あるいは水分特性曲線の改善等をもたらすため、Ca粘土化が要求される。改良材としては石膏が最も実用的であり、現場的には適切な作業機械により、できるだけ深層まで均一に石膏を混入する必要がある。また、機械による耕うん混入が不可能な下層部は、灌漑水により石膏を溶解させて導き、置換を促進させることが望ましい。

2) 土壌中のイオンの動きを考えると、一つには間隙中を動く水によりイオンが輸送される場合があり、亀裂による物質移動もこれに含まれる。Aイオンの間隙内における1次元溶質濃度変化を与える次式は、この関係を示すものである。

$$\frac{\partial}{\partial t} (\theta C_A) = \frac{\partial}{\partial x} \left(\theta D \frac{\partial C_A}{\partial x} \right) - \frac{\partial (q C_A)}{\partial x} + S \quad \text{-----}$$

ここで、 θ : 体積含水率、 C_A : 溶液濃度、 D : みかけの拡散係数、 q : 土中水のフラックス、 S : 土粒子に吸着される溶質の量で $S = -K_a C_A^N$ (K_a : 吸着速度係数、 N : 定数)

これは、イオンの吸着反応よりは、間隙内の移動に着目した式で、不活性な砂礫中の比較的早い水流(地下水流動)を対象とするものである。

3) 土壌水の状態とイオンの挙動

吸着反応に基づくイオンの挙動を重視する立場があり、これを示すものとしては、次のAイオンの1次元物質保存式がある。

$$\frac{\partial (Q_A + \theta C_A)}{\partial t} = - \frac{\partial (q C_A)}{\partial x} \quad \text{-----}$$

さらに吸着平衡式は

$$Q_A = Q_A(C_A, C_{An}) \quad \text{-----}$$

$$\frac{Q_A}{(CEC - Q_A)} = \frac{K C_A}{(C_{An} - C_A)^{1/2}} \quad \text{-----}$$

ここで、 Q_A : Aイオンの吸着相中の量、 C_{An} : 全(または陰イオン)溶液濃度、 K : ガボン常数

これは、吸着反応を重要視して、拡散・分散現象を無視したものであり、粘土中の物質移動を扱うには、この関係を重視すべきであると考えられる。そして、CECやKを介することにより、土壌化学との接点が求まる重要性を有するという特長を持つ。

4) 浸透水(降雨+灌漑水)によるESPコントロール

石膏の混入が不可能な下層土に対しては、石膏を溶解させた浸透水により、目標とする土壌物理性が維持できるようなESPにコントロールする必要がある。

③ 除塩の停滞

海外の乾燥地域において得られた従来の除塩理論によると、間隙中を水が移動すると共に着実に除塩が進行するというものである。しかし、干陸以降の当該試験圃場においては、除塩対象土層深を1mまで過大にとつたとしても、停滞までの4年間の降雨量は全間隙を何回も置き換えるに十分な水が通過した計算となる^{*)}。従来の除塩理論では停滞の原因を説明できないことから、以下のように考察を進めた。

それは、水移動の難易度から土壌間隙を区分し、除塩の停滞を説明しようとするものである。すなわち、新鮮な水の入替わりが可能かどうかによって、除塩の可能性が決定されると考える。pF1.8^{**)}以上の大間隙は、水による置換が可能であるから除塩も容易に進むが、pF1.8以上だと微細な間隙となる程水の置換が困難となつて、塩も移動しなくなるだろうという説明である。そして、塩移動の困難さは、対象土壌に特有の間隙構造によって大きく変化する。

日本のように湿潤地帯では、重力水による下方へのフラックスが常に存在しており、微細間隙は常に重力によつては動き得ない水で満たされている。従つて、下方へのフラックスにより除塩を図ろうとする乾燥地帯の除塩理論は、湿潤地帯では適用できない。気象と土壌特性によつて形成される、地域固有の土壌水循環構造(重力によつて動く水、蒸発によつて動く水、まったく動かない水の割合と運動状況)が、湿潤地帯の除塩理論の中では基本的な役割を果たすといえる。つまり、湿潤地帯ではこれらの要因によつて除塩の段階が規定されるわけである。以上の考え方に則り間隙区分をすると、pF1.8以下の大間隙は、重力排水と蒸発散との含量により水が排除されるから、置換可能な水量も多くなる。一方、pF1.8以上だと蒸発散のみによつてしか間隙は空かない。つまり置換し得る量は蒸発散量によつて決つてしまう。従つて、一定の蒸発散量能により少しでも下層までの置換を図るなら、耕うん等による乾燥化の助長をもたらすことが重要となろう。

*) 昭和56年の実測(長堀ら:笠岡湾干拓地の蒸発散量、昭和58年度農業土木学会大会講演要旨集)によると、降雨量は949mm、蒸発量(熱収支法)は652mmで、平坦地であることから、その差297mmはほとんど暗渠から流出していると考えられる。

***) ここでは、pF1.8に相当する含水比を、重力によつて動きうる水と動かない水との区分点と考える。これは、いわゆる圃場用水量である。

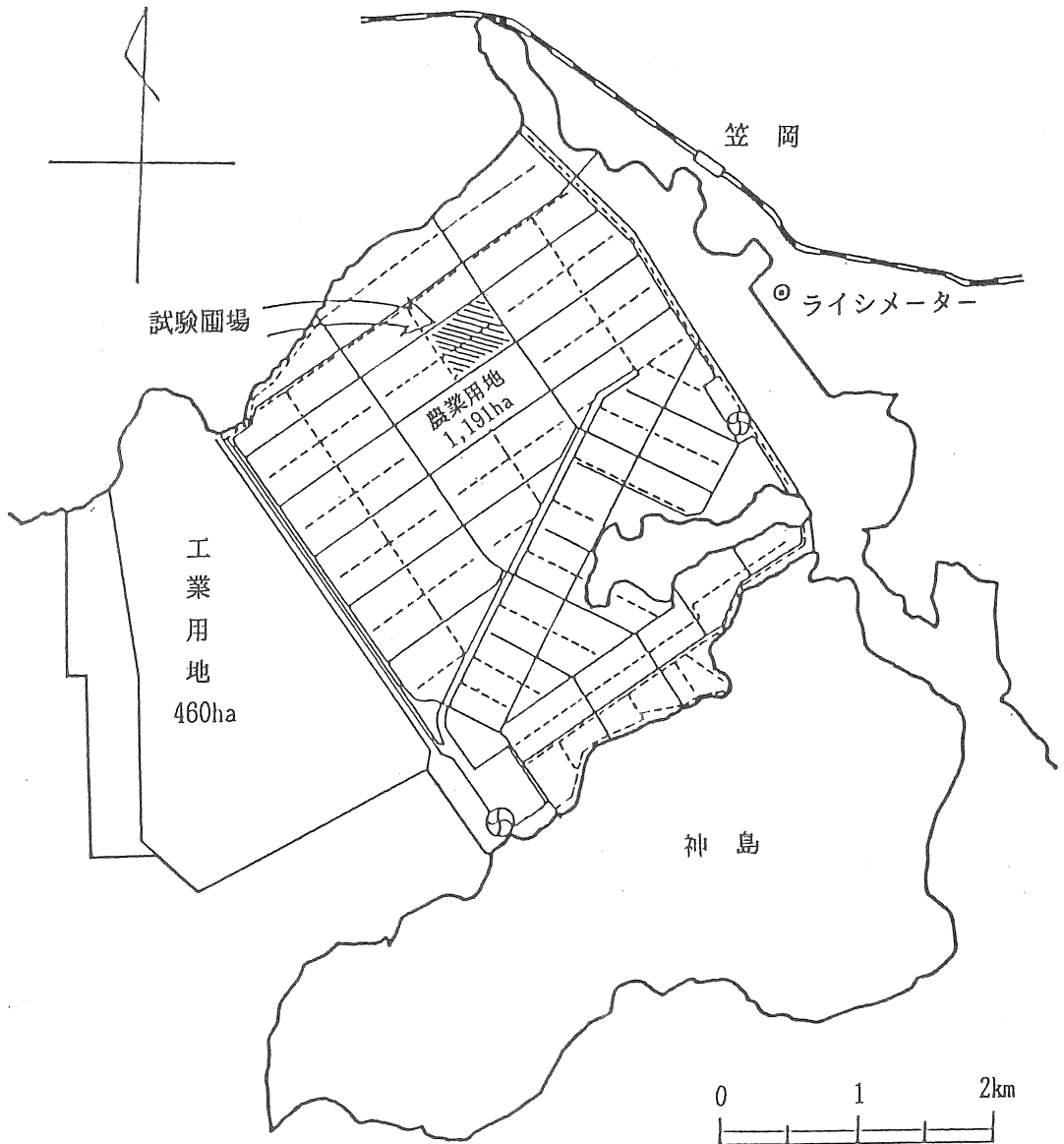
以上のことから次のようなことが明らかにされた。

① 土壌中では、イオンの吸着状態による物性変化により水理定数に変化し、そして水の移動状況が変化する。その結果、イオンの吸着状態が変化するという因果循環が発生し、現象を複雑にする。膨潤土は、これらの現象が典型的に現われる現象である。

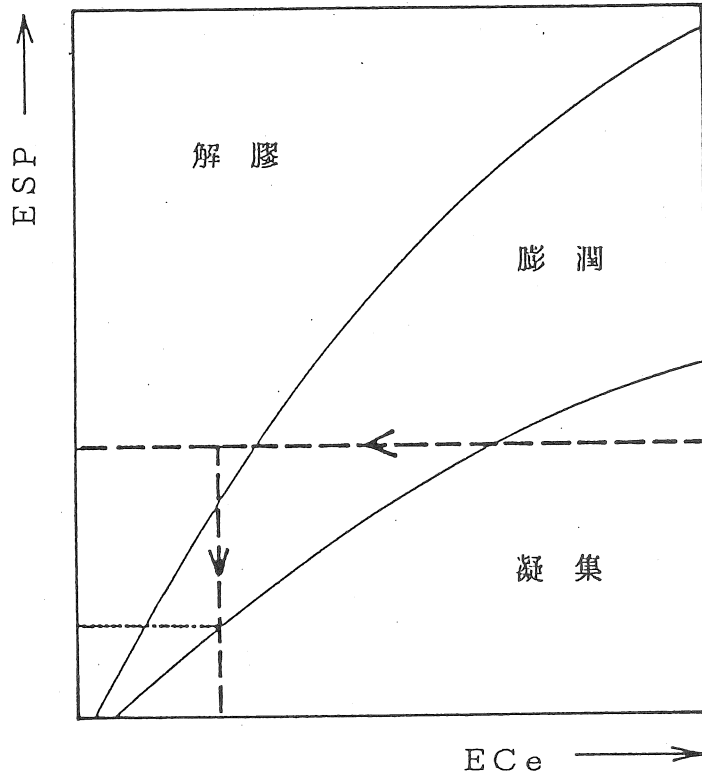
② 土壌中の物質移動には、土壌水の運動とイオンの可動化が必要となる。物質移動は、両条件が満たされて初めて具体的に生じる。粘土を含む一般の土では、土壌水の運動と状態により両条件が微妙に変化し、両者からのアプローチが重要となる。

③ 自然状態では、土壌中の水循環の構造が土壌中の物質移動の決定的な枠組みを与える。

④ 土壌中の物質移動は、これまでの土壌物理性研究の総合化の上に、物理化学の面の研究の補強を必要とする。

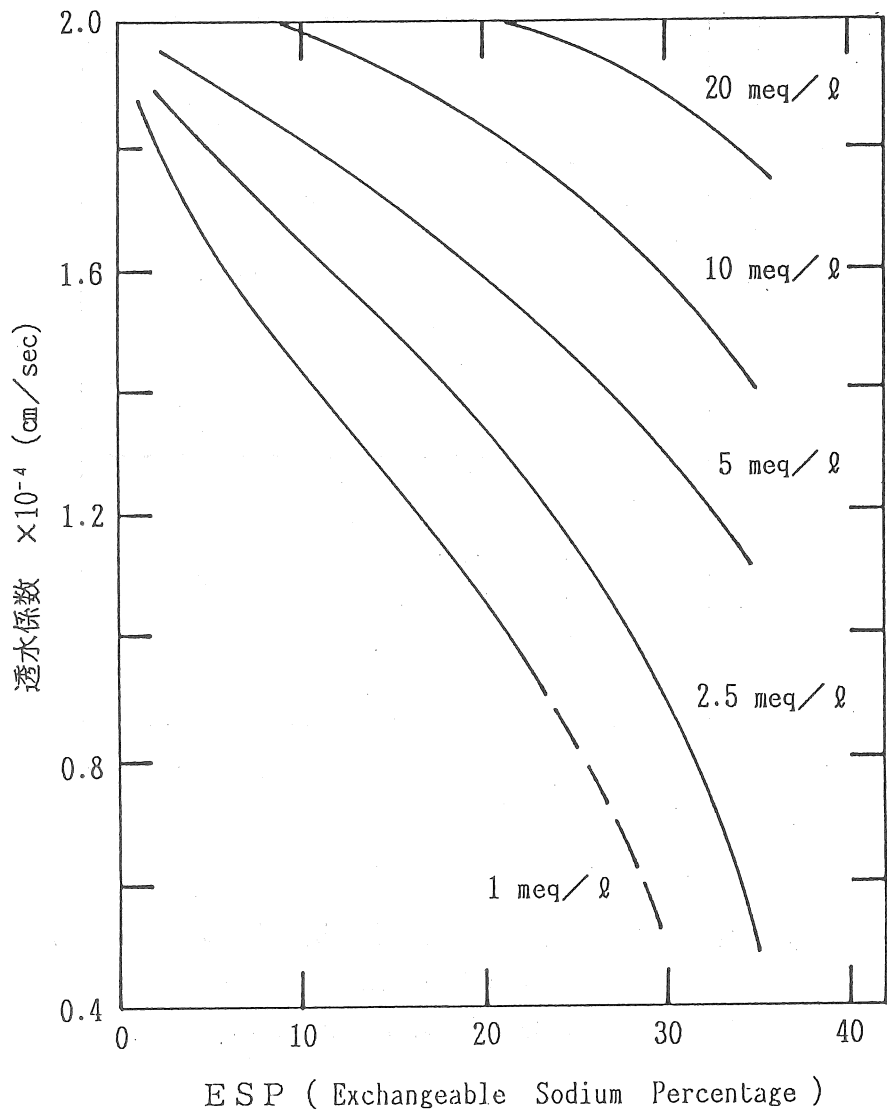


(図2-1) 笠岡湾干拓地の概要

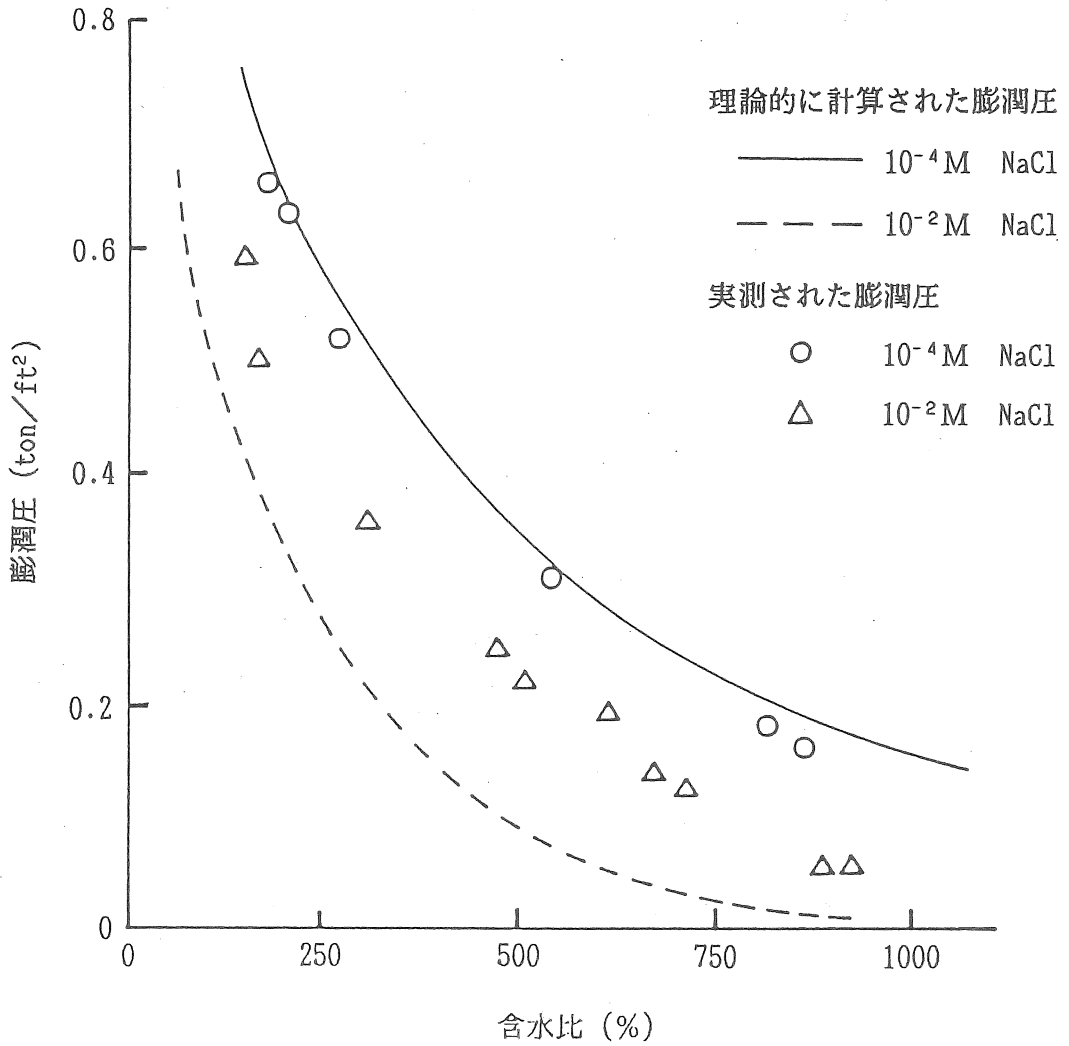


(図2-2) ESPとECeとの関連からみた粘土の挙動
についての模式図

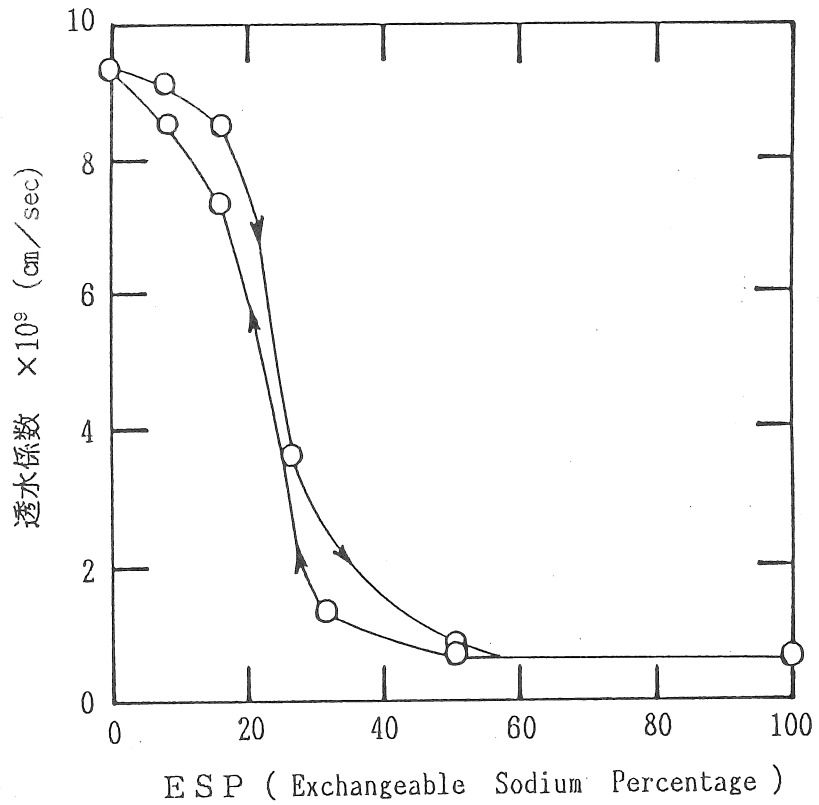
(Boltら (岩田ら訳) ,1980)



(図2-3) Sawyers土の透水係数に対するNa飽和度の影響
(Quirk, 1957)



(図2-4) Na-モンモリロナイトの膨潤圧の計算値と実測値の比較
(Warkentinら (山崎ら訳), 1972)



(図2-5) 全塩濃度0.01Mにおける粘土膜の透水係数とESPの関係
(Shainberg and Caiserman, 1970)

2. 農地土壌の塩類集積防除対策について

1) 目的

乾燥・半乾燥地域の内陸に見られる塩類土壌またはソーダ質土壌は、すべて土壌断面の塩類化またはソーダ質化過程によって生成される。すなわち、これらは土壌間隙における物質移動の問題であって、あるものは地下の岩塩が原因となり、あるものは灌漑水あるいは浅層毛管上昇水中に含まれる塩類が原因となって、地表部の蒸発散に伴い土壌中で諸過程が進行する。

本報告で着眼した改善方式は、基本的に地下汽水面上の土層において地表面からの作土層を仮定し、作土層の下端部と地下汽水面との間に毛管上昇汽水を中絶する物理的な構造（「切断層」）を設置するものである。雨水・灌漑水による降下浸透水は、作土層中の塩類を洗脱しながら切断層を通過し、さらに降下浸透するが、上昇汽水は切断層によって作土層への浸入が困難となることを期待する。

なお、研究の具体的対象地はタイ国東北部を考慮しているが、当該地では塩類源が地下岩塩にあり、塩は主として降雨水によって溶解し、地下汽水として地中水を形成している。この地下汽水位は概して高く、地下水深が数メートルから数十メートルというところが多い。主としてシルトからローム質で不定の位置に粘質土を挟んでいるようなところでは、土層中の水の行動は敏感である。降雨水の浸透蒸発による地下汽水からの上昇または深層部から上層への上昇等土壌水の移動は極めて速いものと考えられる。

したがって、土層内毛管汽水の影響を受け易い耕作土層に対して農耕を有利に導くため、常に除塩の方向に規制することを念頭に置き、降雨水によって塩分を希釈させながら作土（20～30cm厚）から下層へ重力水として排水し、あわせて地下汽水が蒸発エネルギーあるいは毛管力などによって上昇する行動を妨害することを考え、この塩類の被害を安定して除去する方策を立案しなければならない。

本報告では、以上の観点に基づき、①切断層以深（下層土）における土壌水移動の特徴、②切断層以浅（作土層、農耕により常に構造変化がある）における水の蒸発とNaCl集積の特徴、等について基礎的な検討を行なった。

2) 方法

切断層以深（下層土）における水移動の特徴の把握については、カラム実験を計画し、地下水位の高さ、切断層の厚さ、切断層供試材料の粒径、などを数段階に分け、毛管水および降下浸透水の移動を観測した。さらに、その結果から切断層の設定位置とその構造に関する基礎項目を検討した。供試土壌は砂土（Sand）と壤土（Loam）を用い、切断層材料にはガラスビーズを用いた。

また、切断層以浅（作土層）における水の蒸発とNaCl集積の特徴の把握については、切断層を越えて地下汽水が作土層に浸入した場合を想定して、カラム実験によって地表面蒸発による塩類集積を抑制するための地表面マルチ（被覆）の効果について実験を行なった。供試土壌は砂壤土（Sandy Loam）と壤土（Loam）を用い、マルチ材料にはビニールマルチ、干し草マルチ、草生マルチ、および対照として裸地を計画した。

3) 結果と考察

① 水分移動と切断層設定位置

本実験は、毛管上昇を止めるために下層の間隙径よりも極端に大きい間隙径を持つ切断層を作土層と下層との間に設置することにより、人為的にマトリックポテンシャルの非平衡状態を作り出したものである。カラム実験においては、下層にあたる層で地下水位を任意に設定させる必要があったので、これを「調整層」と名付

けた。

土中水の全ポテンシャルは次式で表わされる。

$$\psi_t = \psi_m + \psi_g + \psi_p + \psi_o + \dots$$

ここで、 ψ_t ：全ポテンシャル、 ψ_m ：マトリックポテンシャル、 ψ_g ：重力ポテンシャル、 ψ_p ：圧力ポテンシャル、 ψ_o ：浸透ポテンシャル

各ポテンシャルを規定する状態量はさまざまあるが、本研究では主としてマトリックポテンシャルと重力ポテンシャルのみの和と仮定した（汽水を含む場合には ψ_o を考慮する）。すなわち、

$$\psi_t = \psi_m + \psi_g$$

とした。測定にあたっては ψ_m に注目した。

これまで行なった毛管上昇実験の結果例を（図2-6）に示す。同図は、切断層設置カラムにおけるマトリックポテンシャル（水頭 cmH_2O に換算）と体積含水率（% v ）との関係を表わしている。これらを見ると、いずれも調整層と切断層との境界面において、切断層のマトリックポテンシャルが調整層のそれよりも大きい値をとっており、また地下水位が低いほど切断層と調整層とのマトリックポテンシャルの差は大きくなっている。

切断層が持つマトリックポテンシャルが調整層のそれよりも大であれば、その境界面には下向きのポテンシャル勾配が働き、毛管上昇は遮断される。その度合は、境界面におけるポテンシャル差が大きいほど強くなり、地下水位の上昇に伴ってその差が小さくなれば弱くなっていく。

切断層が持つポテンシャルを調整層より小さくするほど調整層内の地下水位に影響されずに毛管上昇を遮断することが期待できる。

なお、本実験で切断層として使用したガラスビーズ（ $\phi 5.0\text{mm}$ と $\phi 1.5\text{mm}$ の2種）についてみると、地下水位の高さの違いにかかわらず切断層の果たす役割が発揮されている。これは、ガラスビーズ層（切断層）の有効マトリックポテンシャルが $\phi 5.0\text{mm}$ の層で $\text{pF}0.5$ 、 $\phi 1.5\text{mm}$ の層で $\text{pF}1.1$ 、とどちらも小さく、実際上地下水から 10cm の高さ以上においては土壌水を溶液の状態でほとんど引き上げることができないことを示している。

水分の保持特性（マトリックポテンシャル）を決定するのは、間隙径の分布であり、粒径分布ではない。本質的には土粒子の充填状態、形状、配向状態などの影響がマトリックポテンシャルに現れてくる。

次に、降下浸透現象では、作土層と切断層との境界面において、切断層が持つポテンシャルが作土層のそれよりも大きいほど、作土層から切断層に向かう降下浸透量が減少し、作土層の含水量が著しく増加し、それがピークに達した時点で一気に部分流となって切断層を降下するという現象が見られた。切断層としてのガラスビーズ層の不飽和透水係数は、マトリックポテンシャルの減少（絶対値が大きくなる）につれて作土層や調整層よりも急激に減少する。したがって、切断層の方が飽和透水係数が大きいにもかかわらず、作土層、調整層の方が不飽和透水係数ではビーズ層より大きくなる。このことから、水分量の多い作土層から水分量の少ない切断層への水の浸入が、作土層がほとんど飽和するまで起こらないという理由を説明することができる。また、降雨あるいは灌漑水が作土層と切断層を通過して調整層上端に達した時、降下浸透水の浸透速度が調整層におけるそれよりも大きい場合には切断層に湛水が生じることになる。

以上のように、毛管上昇水を遮断するためには、切断層と調整層のポテンシャル差が大きいほうが切断層の効果を発揮するが、その反面、調整層への降下浸透を速やかに行なわせるためにはその差があまり大きくない方がよいということになる。切断層はこの両者のバランスを考慮した構造を持たせることが必要である。

塩類集積防除対策にあたって切断層に必要とされる機能は、毛管上昇を止める機能だけでなく、作土層中の塩類も速やかに洗い流す排水機能も持たなくてはならない。この両機能を満足させる切断層の設定位置は、1) 栽培作物に応じた作土層厚（ $15\sim 25\text{cm}$ ）を確保する、2) 最高地下水位に下層（調整層）の有効毛管上昇高（有

効マトリックポテンシャルから換算)を加えた高さよりも高い位置に設定する、3)降下浸透を速やかに行なわせるために調整層の排水性を高める、等を条件とするのが望ましい(図2-7)。

② 切断層の構造(厚さ、粒径)

切断層の厚さは、その機能上重要な要素となる。毛管上昇から考えれば、切断層はその下端部で水を引き上げない構造を持つようにすればよい。しかし、降下浸透の際には切断層内が飽和して下層の可溶性塩類を土層内に上昇させないように十分な貯留容量と調整層への排水機能を持つような間隙構造を考えなければならない(図2-8)。

以上のように、同一構造の切断層を用いても、その上下層の構造によって実験結果は異なる。本実験では、切断層の構造の違いによる浸透速度、排水速度、試料上端面での滲水量などの差異を詳しく追跡することはできなかったが、今後は現地試料を用いてさらに詳細の実験を行い、現場対応性を検討する必要がある。

③ 地表面マルチによる塩類集積防除効果(表2-1)

地下汽水面以上作土層までの土壌水の移動についてはその概要をつかんだが、塩類を含む灌漑水が作土に浸入したり、場合によっては地下汽水が作土層まで上昇した時には、作土層に塩類の集積が起こる可能性がある。その際の対策として、ここでは地表面マルチの効果を確認した。以下に結果の概要を記す。

1) 砂壤土と壤土における物理性測定値の差異が顕著であったのは、温度口較差、含水率、塩分濃度であった。壤土はマトリックポテンシャルが低く、地表面の蒸発に対する地下水の補給が早かった。

2) 壤土の草生マルチは、蒸発散による毛管水移動に大きな刺激を与えるため、地表面での塩類集積はかなり大きい。また、 H_2O 給水時と $NaCl$ 溶液給水時とでは、後者の含水率が高く、特に $NaCl$ 溶液を不均一で多量に保持する砂壤土で顕著に現われている。

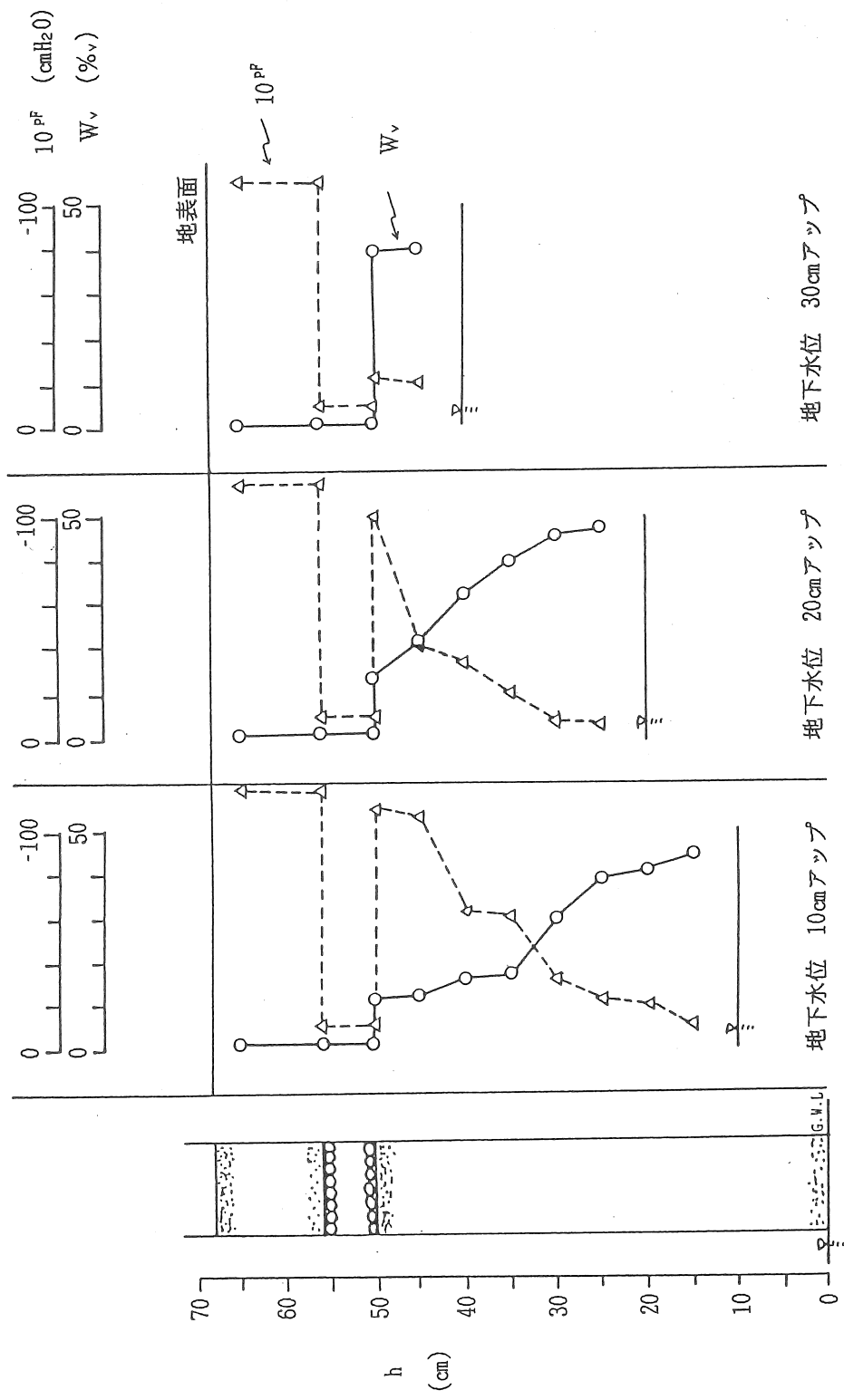
3) 蒸発量抑制に効果があったのはビニールマルチであり、その結果塩分濃度も低く抑えられた。総蒸発量は草生マルチが最大だが、塩分量は裸地よりも少ないことから、根系が塩分を吸収していることが推定できる。他のマルチならびに裸地の場合、塩類集積は地表面に集中するが、草生マルチではその傾向がみられず、塩分が土層内に分散し、土層内部の塩分濃度もある程度高くなった。作物の栽培にとっては、地表面よりも作土層内部の塩分濃度が問題であり、これは不利な条件となる。

4) 今後の課題

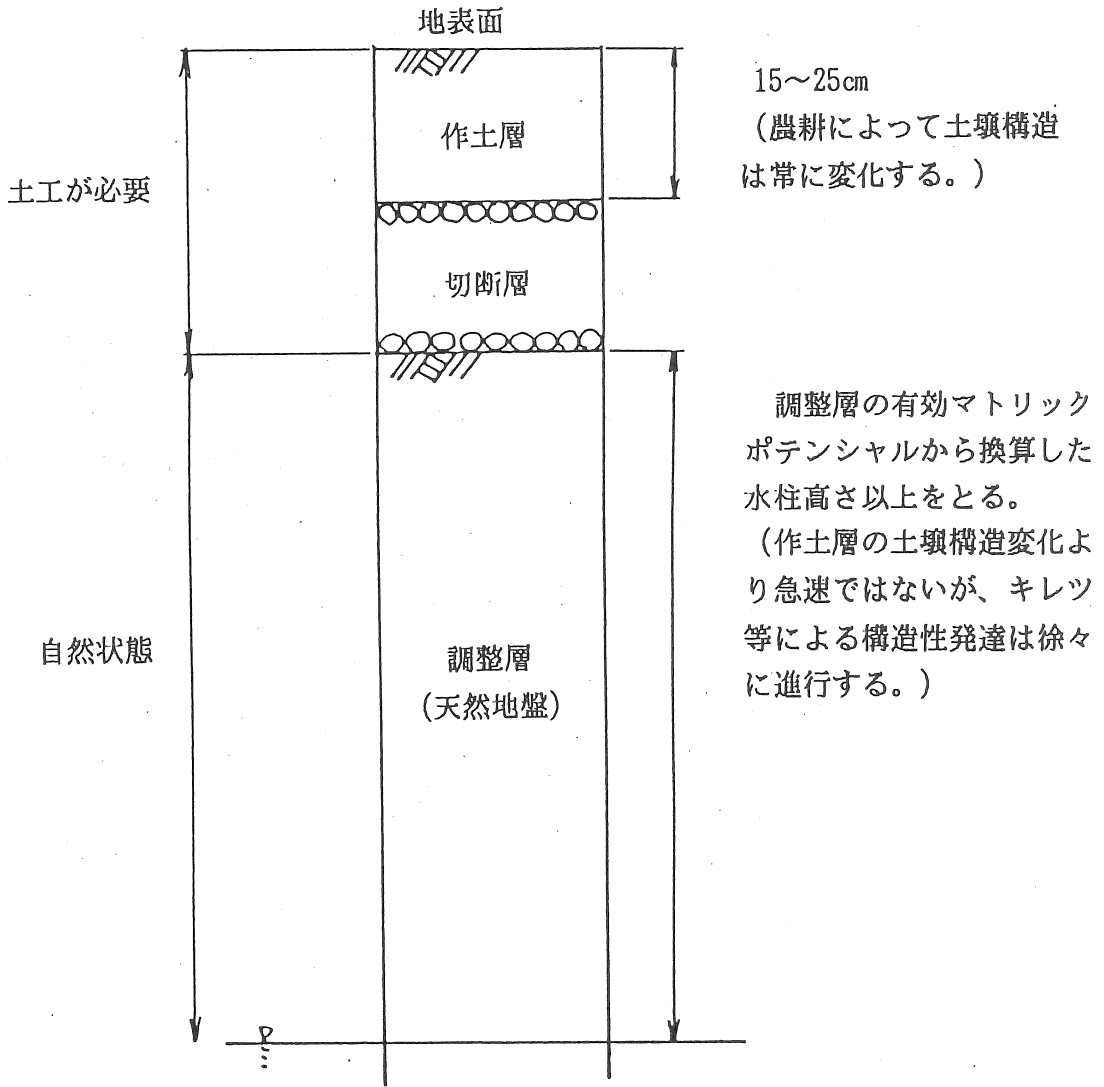
以上、農地土壌の塩類集積防除対策に関する基礎事項の把握を進めてきたが、本年度の研究をさらに進展させるために、

- ① 土性および土壌構造が異なる場合の、降雨・灌漑あるいは土壌面蒸発による塩類土壌層中の土壌水の行動
- ② 蒸発による土壌面構造の変化および塩類結晶析出
- ③ 耐塩性植物の生理と根圏土壌との相互関係
- ④ 塩類侵入防止・保水のための根群域保護構造の設計と配置
- ⑤ 実際の農地に切断層を設置するための農業土木技術設計

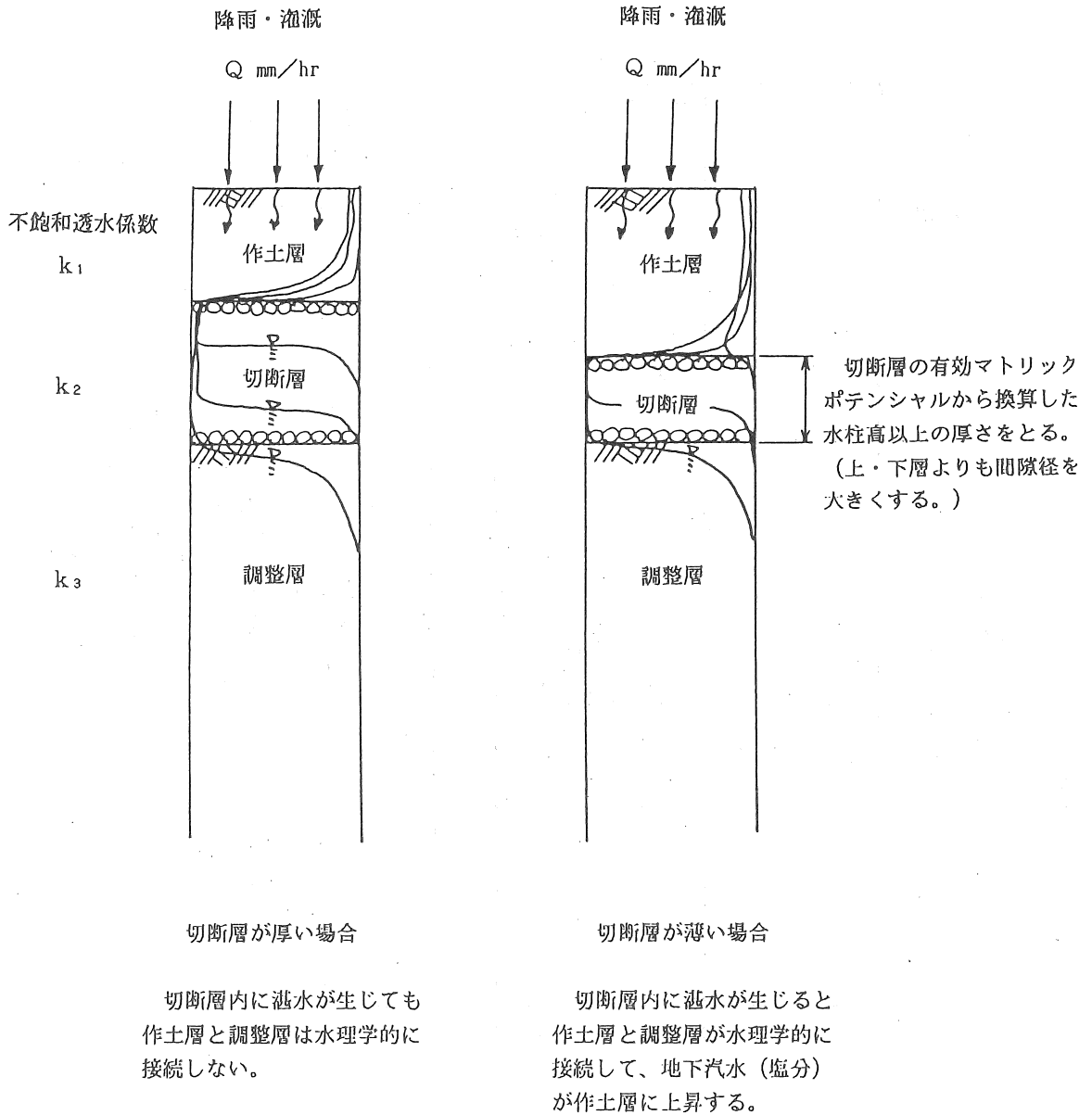
などについて検討を進める必要がある。



(図2-6) 体積含水率・pFの深さ分布(砂土、切断層ビーズ径1.5mm)



(図2-7) 切断層の設定位置



どちらの場合にも、各層の不飽和透水係数(排水性に関連)は、 $k_1 \text{キ} k_2 < k_3$ とする。
 $k_2 > k_3$ の場合には、切断層内に湛水が生じる可能性があるので、切断層そのものに暗渠排水機能を持たせることが必要である。

(図2-8) 切断層の厚さと降下浸透

IV. 今後の研究計画

以上の結果に基づき、平成元年度に引き続いて概ね次のように研究を継続中である。

(1) 沿岸域海水中の植物プランクトン、非生体デトライタス、溶存態有機物等の濃度と光学的特性との相関を解明し、沿岸生態系、特に内湾における溶存酸素収支との係りにおける水質の光学的モニタリング方法の確立、及び植物プランクトン増殖システムの計測制御への活用に関する研究を行なう。

(2) 土性及び土壌構造が異なる場合の、降雨、灌漑あるいは土壌面蒸発による塩類土壌層中の土壌汽水の行動、蒸発による土壌面構造の変化及び塩類結晶析出、耐塩性植物の生理と根圏土壌との関係、塩類侵入防止、保水のための根群域保護構造の設計等について研究を行なうとともにソーダ質干拓地土壌をカルシウム型土壌に改良する石膏混入法について実験的研究を行なう。