

農薬の土壌微生物に対する影響

—微生物作用に対する影響を中心に—

東北大学農学研究所 佐藤 匡

1. はじめに

多くの農薬は土壌に直接施用されたり、作物に施用された一部の土壌への流出などによって、土壌中に導入されている。これら農薬の大部分は、土壌中の微生物の生育や活動に影響を与え、このことを通して間接的に土壌の肥沃度の維持が左右されることになる¹⁾。一方、土壌は、多様な微生物種の生息とその活動を通して、あらゆる物質の分解処理の場ともみなされ、農薬分解もその延長として考えられている。

このような事情のもとで、土壌中の微生物と農薬に関する研究は、いくつかの面からなされているといえる。これらを大きく分けると、以下のようなだろう。まず第一は、農薬の残留や挙動に関する問題である。これは、農薬施用における安全評価のもっとも重要な規準になっており、半減期はその具体的な尺度の一つである。土壌中の農薬の分解・消失は、物理的または化学的反応によってもたらされることもあるが、その大部分は微生物が関与する生物的分解に負っている。したがって、土壌中で、または土壌から分離された微生物による農薬の分解に関する研究があろう。

第二に、農薬は、その本来の使用目的からみて、ほとんどが静生物的ないし殺生物的作用をもっている。殺菌剤の場合には、それ自体微生物の殺生ないし静生を目的として使用されてい

るため、微生物がその標的となっている。一方、除草剤とか殺虫剤は高等動植物が標的となっており、対象とする生物の生活作用の或る局面の不調をもたらすことによって、それぞれの目的が達せられるようデザインされている。しかし、生物界の一部門である微生物に対して全然影響がないという農薬はなく、除草剤や殺虫剤として開発されたものであっても、土壌中の微生物に様々な副作用を行なうと考えられる。

ところで、土壌中の微生物は、それらの多様な活動を通じて土壌中の物質の変化に大きく貢献している。その中には、動植物遺体が絶えず導入される土壌中で、それらの分解者としての役割がある。また、近代化学工業がもたらした合成化学物質の多くが投棄の場となっている土壌で、それらの処理のために働いている。前述した農薬の分解も、その一つと考えられる。しかし、何といたっても農薬との間でもっとも関心が払われている土壌微生物の作用は、それらの多くが直接的または間接的に農耕地を対象として使用されるために、作物生育との関連においてであろう。すなわち、土壌の肥沃度に影響する微生物の作用である。

土壌の肥沃度は、時として地力と類似語に使われるために、きわめて広範な規定要因を内包する。すなわち、地力の発現の度合は、土性の種類、作物の種類、栽培技術、気候条件などの

自然環境、さらには、社会経済条件によって異なると考えられており、必ずしも単純ではない。しかし、ここでは、それを狭い意味でとらえ、一応土壌の化学的な面の生産力、とくに、作物の養分と関連した物質の存在状態や形態変化に主眼をおいて考えることにする。

勿論、土壌中の微生物作用の発現は、多くの場合さまざまな要因の総合としてとらえられることが多い。それぞれの作用を担っている微生物の内容がことなれば、結果として同じようにとらえられた微生物作用であっても、その意味はちがってくる筈である。したがって、作用を明らかにするためには、それに介在している微生物についても検討する必要がある。ただし、農業といった問題をはなれて、土壌微生物一般の問題として考えた場合でも、現在のところ、この辺の関係についての検討はそれほど進んでいないと思われる。

土壌微生物と農業との関係の問題の中で、土壌微生物と農業の分解に関しては、すでに本誌²⁾で述べている。土壌微生物に対する農業の作用に関しては、上述したように微生物作用とそれに介在する微生物の内容を結合した形で取り扱う必要がある。しかし、研究の少なさから、現在のところそのような形で取り扱うのは困難である。そこで、本稿では、農業による土壌の微生物作用の変化を主として狭義の土壌肥沃度に関連した面から、特に、窒素の形態変化を中心に紹介することにしたい。そして、機会があれば、土壌微生物フロアの変化の面について紹介し、それらとの総合の上で農業の土壌中の微生物に対する影響を考えて行きたいと思っている。

2. 土壌微生物作用および活性の測定

土壌中の微生物または生物の作用は、一般的

にそれぞれの作用を示す微生物群または生物群のトータルな働きを指標としてとらえられている。そして、それら測定の方法を大別すると、二つに分けられるかと考えられる。

第一は、現存している微生物の生物活性を対象とする方法であり、それらには、もっとも単純ないわゆる選択培地における目的微生物の出現の有無・遅速を目安とするものから、作用の内容——分解経路などの——を明示するために、放射性元素を用いてその動向を追跡するといったものまで含まれている。第二は、土壌の個々の酵素活性を目安とするものである。周知のように、土壌の酵素はすべて微生物起源とはかぎらず、植物、微小動物などのそれらをも含んでいる。さらに、それらは、現存する微生物ないし生物のものだけでなく、菌体外または細胞外酵素として存在するものも含んでいる。しかし、どのような存在状態のものにしろ、それらの活動の結果として、土壌中の物質代謝は影響を受ける。そして、このことを通して、土壌の肥沃度も左右される。そのために、これらの活性が重視されている。

ここでは、これら個々の方法について詳述する余裕はないので、そのいくつかの素描をするにとどめることにする。選択培地を用いた方法は、主として窒素や炭素の循環に関係する機能群としての微生物作用の研究に用いられている。そして、例えば、アンモニア化成菌にはカゼインやチロシンを、硝化菌には硫酸アンモニウムや亜硝酸カリを、また、脱窒菌には硝酸カリを用いるといった方法である。

次いで、できるだけ土壌それ自身の活性を測定しようとする方法に、作用能を知ろうとする目的物質の消失、または分解生成物の生成を測定し、それらの反応速度論的解析を通して、問

題としている土壌の微生物活性を論ずるやり方がある。これは、土壌中のアンモニア化成作用や硝化作用の解明にきわめてよく用いられている。ただ、この場合、同じ作用能を検討するときでも、用いる物質は研究者によってことなる。硝化作用の場合には、基質として硫酸を用いるのが一般的である^{3~8)}。しかし、磷酸アンモニウム⁸⁾、アンモニア⁹⁾、尿素¹⁰⁾、アスパラギン³⁾など、他の窒素化合物も用いられている。勿論、有機窒素化合物の場合には、硝化作用の他にアンモニア化成作用も測定される。

土壌環流法は、その一変法であり、土壌を攪乱することなく、物質の消失と反応物の生成を追跡できるという有利さをもっている¹¹⁾。

アンモニア化成や硝酸化成の他の例は、土壌呼吸の測定であろう。これは、酸素吸収能や炭酸ガス放出能を目安としており、一般的には有機化合物を添加した場合と、無添加の場合——土壌固有の呼吸——との比較を通して、目的とする物質の分解に関する微生物作用をうかがうといった方法である。この方法は、添加した有機物が土壌中の微生物の増殖にも——非窒素化合物の場合には土壌中の窒素化合物と共役して——利用されるため、きわめて短期間の実施にのみ有効であろう。土壌呼吸能(量)の測定は、時には土壌中の微生物グループの現存量の区別に使いうる。すなわち、抗糸状菌性物質(antifungal substances)と抗細菌性物質(antibiotic substances)をそれぞれ添加したときの呼吸量を測定することによって、糸状菌と細菌の量を推定しようとするものである¹²⁾。

放射性元素で標識された物質の使用は、有機物の場合には、その微生物作用を通しての無機化と有機化をより正確に伝えることができるようにした。炭素を¹⁴Cで標識したグルタミン酸

を使用して、その無機化の過程で出現する¹⁴C O₂を測定することによって、グルタミン酸分解の真の土壌微生物活性を知り得た¹³⁾。放射性元素で標識した研究は、単一の有機化合物ばかりでなく、例えば、窒素を標識した植物遺体の分解などについても行なわれている¹⁴⁾。

ところで、これまで述べてきた土壌中の微生物または生物活性の測定に関する方法は、ほとんどが室内実験系のものである。農薬との関係にかぎらず、土壌微生物の作用を土壌肥沃度との関連でとらえようとするならば、最終的には、それらを圃場レベルで検討するか、考察しなければならないだろう。前述の土壌呼吸や、標識された化合物の変化は、一部圃場レベルで用いられている。しかし、多くの場合、このレベルにおける実験は長期間に亘るため、その間に多くの因子が分化したり合同したりして、その解釈を困難にすることがある。

セルロースの分解は、圃場での長期に亘る微生物活性の目安として用いられる一つの方法である。ベンチコート¹⁵⁾、綿布などの劣化の度合、さらに粉末セルロースの重量減少などを測定することによって、セルロース分解活性を知り得る。

一方、すべてが微生物起源とは断定できないが、かなり特異的な土壌中の生物活性を知る方法として、土壌の酵素活性を目安としたものがある。これら酵素活性の中でよく用いられているものは、トリプトファナーゼ、ウレアーゼ、インベルターゼ、サッカラーゼなどである。この他に、これらとは多少その内容がことなるものとして、窒素固定に関係するニトロゲナーゼをアセチレン還元法で測定する方法や、呼吸活性を示すものとしてデヒドロゲナーゼがある。

土壌の酵素活性は、他の土壌微生物活性の測

定法に比べて、簡便であり、さらに一般的に再現性があるために魅力的な手段と考えられている。しかし、その結果を解釈するときには、それらが土壌の肥沃度にどんな役割をしているかといった、土壌酵素に関する知識がそれほど深まっていなかったため、大いに注意しなければならない。

3. 土 壌 呼 吸

酸素吸収や炭酸ガスの発生による土壌呼吸の測定は、農薬の影響を決定する一つの方法としてよく用いられている。それは、この活性がトータルとしての土壌の微生物ポピュレーションの指標となるという考えに基づいている。しかし、この考え方にはいくつかの問題がある。例えば、一般に土壌を殺菌剤で処理すると、はじめ呼吸活性が低下するが、後にきわめて増大することが認められている。このことは、後に微生物のポピュレーションが回復したことを示すとはかぎらない。第一に、農薬に抵抗性をもっている微生物種の活性が増加していったこと、第二に、施用した農薬の代謝の結果として活性が増大したことが考えられる。このような事情を一応考慮した上で、現象的に知られているいくつかの例をあげることにする。

除草剤は、投与する濃度によってことなる影響をもたらす。simazineは $2\text{ }\mu\text{g/g}$ 土壌で投与された場合とくに影響を示さなかった¹⁶⁾が、 $10\text{ }\mu\text{g/g}$ 土壌の場合には呼吸活性を増大した¹⁷⁾。ioxynilは、 $10\text{ }\mu\text{g/g}$ 土壌投与ではじめ炭酸放出をきわめて阻害したが、後に増加した¹⁷⁾。また、2,3,6-TBAは $10\text{ }\mu\text{g/g}$ 土壌でも全く影響がなかった¹⁷⁾。その他、chloroxuron, diuron, fluometuronやmonuronなどは $500\text{ }\mu\text{g/g}$ 土壌の高濃度では、はじめ

呼吸を促進したが、metoxuronは同一濃度で呼吸を阻害した¹⁸⁾。一般に除草剤は通常量施用の場合には、呼吸活性に対してほとんど阻害作用を及ぼさない。

殺虫剤の場合には、除草剤と少々事情が異なるようである。diazinoneなど4種類の有機リン殺虫剤を投与した場合、施用量に比例した形で酸素吸収量が増加した¹⁹⁾。これは、施用した殺虫剤の微生物による酸化分解のためと考えられている。また、製剤に添加された薬剤以外の物質が呼吸活性に直接関係しているため、見かけ上呼吸活性が異常にしかも不規則に増大するといった例もみられる²⁰⁾。

殺菌剤や土壌くん蒸剤は、他の農薬と比べるともっとも土壌呼吸に阻害的影響を与える²¹⁾。しかし、benomylで影響がないという例²²⁾や、同じbenomyl²³⁾やcaptan²⁴⁾で阻害があるといった例もある。

4. 窒素の形態変化

土壌中の窒素の形態変化は、作物栄養と窒素の経済に関わる問題であるために、微生物作用の中でもっとも関心が払われてきた。そして、それぞれの形態変化に関与する微生物や、その生化学的要因が異なるために、いくつかの過程に区分されて検討が行なわれている。

i) アンモニア化成

この作用に関して、一般に除草剤や殺虫剤は余り影響を及ぼさないのに対して、土壌くん蒸や殺菌剤処理を行なうと、土壌中のアンモニア態窒素量が増加する。例えば、paraquatはアンモニア化成に対してかすかに影響するだけである²⁵⁾、同様にioxynil, dalapon, mecoprop, dichlorprop, MCPAなどは、圃場施用量の10倍から100倍添加しても影響がな

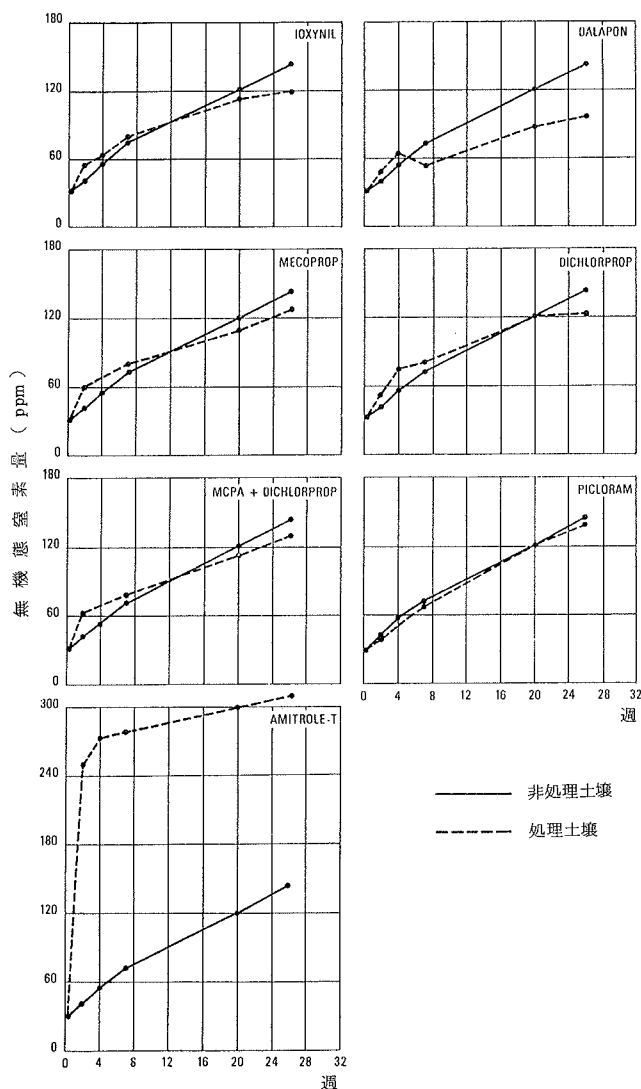


図1. 100倍施用量の除草剤処理および非処理土壌における無機態窒素の生成²⁶⁾

かった(図1)²⁶⁾。しかし、diazinoneなどの有機燐殺虫剤によって、アンモニア態窒素量が増加することもある¹⁹⁾。

殺菌剤, captan, thiram, verdasanを処理すると、土壌中のアンモニアが増加した²⁷⁾。そして、これは土壌中の遊離アミノ酸の変化に関連することが推定された²⁸⁾(表1)。このように、アンモニアの増加がその給源であるアミノ

酸の増加による場合は、その影響がはっきりしているが、他のケースがある。除草剤dalaponは、アンモニアの集積をもたらしたが、これは、その後の硝化過程が阻害されたために生じた現象であった²⁹⁾。したがって、農薬によるある過程の影響を特定する場合には、その前後の過程にも注意を払うことが重要である。

土壌くん蒸によってアンモニアが顕著に増加し、それが長期間持続することや³⁰⁾、さらにニンヒドリンに反応する物質が増加すること³¹⁾、などはよく知られており、それはくん蒸によって死滅した微生物由来のものとされている。

ii) 硝化

土壌の硝化作用は、土壌の肥沃度との関連で古くから土壌学または土壌微生物学の関心事であり、多くの研究が行われてきた。そのために、土壌中の窒素の形態変化の中で農薬の影響がもっとも検討されてきた問題

の一つである。

一般的に、除草剤や殺虫剤は圃場施用量であれば、硝化作用にそれほど影響しないとされている。これに対して、殺菌剤の中のあるもの(dazomet, nabam, vapam, verdasan)や、大部分の土壌くん蒸剤は、硝化作用をいちじるしく阻害する。しかし、影響の少ない除草剤でも、土壌条件によっては阻害をおこすこと

表 1. 土壤中のアミノ酸の生成に及ぼす殺菌剤の影響

	処理後 の日数	Aspartic acid	Glutamic acid	Glycine	Leucine	Phenyl- alanine	Serine	Threonine	Tryp- tophan	Tyrosine
対 照	2	+	+	0	+	0	+	+	+	0
	7	+	+	0	+	+	+	0	+	0
	14	+	+	0	+	+	+	0	+	0
	21	+	+	0	+	0	0	0	+	0
	28	+	+	0	+	0	0	0	+	0
B 50 $\mu\text{g/g}$	2	BT V	B	BT V	BT V	B	BT V	T V	BT V	V
T 50 $\mu\text{g/g}$	7	BT V	T V	BT V	BT V	—	—	BT V	BT V	V
V 10 $\mu\text{g/g}$	14	BT V	BT V	B V	BT V	B	T	BT V	BT V	—
	21	BT V	BT V	BT	BT V	B	V	BT V	BT V	—
B 250 $\mu\text{g/g}$	2	BT V	V	T V	BT V	—	V	B V	BT	—
T 250 $\mu\text{g/g}$	7	B V	B	—	V	—	B V	V	T	—
V 50 $\mu\text{g/g}$	14	BT V	BT V	BT	B V	B V	V	BT V	BT	—
	21	B V	B V	BT V	V	V	B V	V	BT V	—
	28	B	B V	BT	B	B	V	B	T	—

注) +, 対照土壌から抽出されたことを示す。

0, 抽出されなかったことを示す。

B, Benomyl処理土壌で抽出されたことを示す。

T, Thiram処理土壌で抽出されたことを示す。

V, Verdasan処理土壌で抽出されたことを示す。

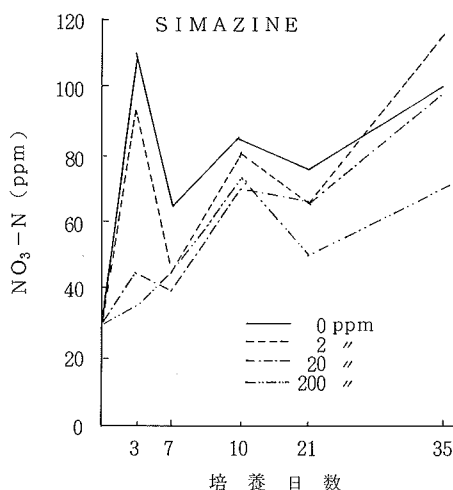
がある。例えば, simazineやioxynilはアルカリ性の土壌で阻害するのに, 酸性土壌では促進した¹⁷⁾。一方, 土壌のpHが逆に作用する場合もあり³²⁾, 未だその作用については解らない面がある。但し, それが, オートトロフィックなものとはヘテロトロフィックなものとの違い

であろうという証拠はある³³⁾。

さらに, 硝化過程でも, アンモニアの酸化と亜硝酸の酸化とで, 農薬の影響の仕方はことなり, dinosebやlinuron³⁴⁾, simazine¹⁶⁾では前者に比べて後者の方が強く影響をうけた(図2)。

一方, 2,4-DやMCPAなど11種類の除草剤のいずれによっても, 2つの性質のことなる土壌で硝化作用が阻害をうける例もある³⁵⁾(図3)。また, 硝化作用を検討する際の基質によっても影響のされ方はことなり, 硫酸アンモニウムでは尿素よりも阻害が大きいことが知られている¹⁰⁾。

殺菌剤, verdasan, thiram, captanなどは, 硝化を完全に阻害するが, その際投与する量によってもその現われ方はことなるようであった²⁷⁾。このことは, すでに述べたように硝化の基質となるアンモニアの生成, すなわち, アンモニア化成と重要な関係をもっている。低濃度で硝化が促進されるのは, アンモニア化成が促進され, 基質としてのアンモニアが多量存在するために, みかけ上硝化が促進されるとい



注) 高濃度(20ppm, 200ppm)の simazineの場合, はじめ $\text{NO}_3\text{-Na}$ の生成が抑えられ, 後に回復傾向にあるが, これは初期に亜硝酸が蓄積するためである。

図 2. 土壌中の硫酸の硝化に及ぼすSimazineの影響¹⁶⁾

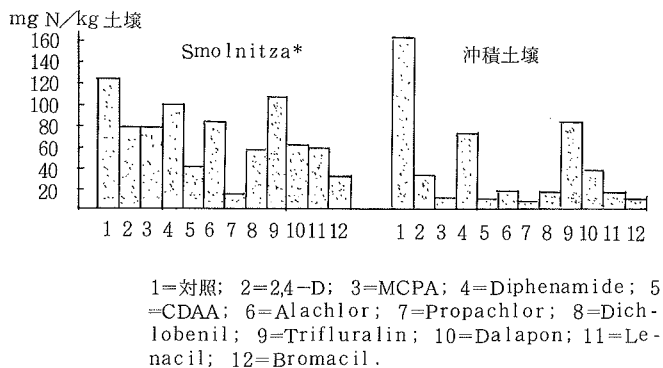


図3. 硝化作用に及ぼす除草剤の影響³⁵⁾

*粘土含量の多い土壤

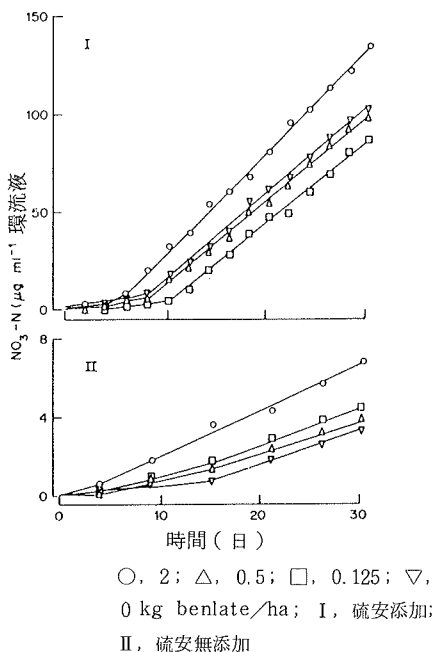


図4. Benlate 施用直後に採取した土壤の室内、土壤環流法における硝酸の生成³⁷⁾

うことである^{27, 36)}。benomylについても同じような現象がみとめられている³⁷⁾(図4)。ただし、この場合は、対象に比べて基質がある場合とない場合とで農薬の影響の現われ方はことなり、内容はそれほど単純でないことを物語っている。農薬自身の窒素の無機化も考慮しなければならない。グリシンを出発物質として、その酸化的

無機化に及ぼすPCPの影響は、はっきりと硝化に働いていることが示されている(図5)³⁸⁾。このように、連続的な過程を追跡することによって、どの部分にもっとも作用するかが明らかになる。

iii) 硝酸還元および脱窒

この面の研究は、技法にも問題があるせいとそれほど盛

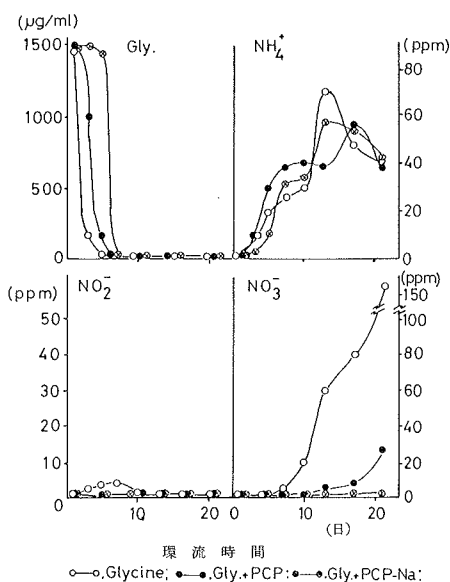


図5. グリシンの硝化過程に及ぼすPCPの影響³⁸⁾

んではない。2,4-D, captan, maneb, nabam などによって阻害を受けることが知られている³⁹⁾。また、その阻害の程度は、フェニル尿素系除草剤の場合、芳香族環のハロゲンの置換数に依存していることが推定されている⁴⁰⁾。その他、dithiocarbamates による水田での脱窒の阻害が知られている⁴¹⁾(表2)。

一方、農薬それ自体より、分解中間代謝産物によって、強く阻害を受ける場合がある。殺虫剤、chlordimeformは、脱窒の過程で亜硝酸

表2. 脱窒に及ぼす dithiocarbamate 化合物の影響⁴¹⁾

農 薬	乾土当りの濃度		日 数	NO ₃ -Nの減少量 mg/5g 土 壤			発 生 ガ ス 量 ml/20g 土 壤			NO ₂ -N量 μg/5g 土 壤	
	ppm	mol/kg		農 -	薬 +	阻 害 率 %	農 -	薬 +	阻 害 率 %	農 -	薬 +
Vapam	20	1.6×10^{-5}	2	0.784	0.328	58	1.81	0.697	62	7.9	34.1
			5	1.337	0.583	66	4.25	1.36	68	2.8	10.1
	55	3.9×10^{-6}	2	0.785	0.678	14	2.12	1.47	30	8.2	25.0
			5	1.336	1.197	10	4.09	3.40	17	3.2	8.5
Dithane	100	3.6×10^{-4}	2	0.819	0.738	9.9	1.96	1.54	21	8.1	14.0
			5	1.213	1.138	6.2	3.62	2.69	16	3.6	10.0
Nabam	100	3.8×10^{-4}	2	0.785	0.355	56	1.4	0.4	71	7.5	75.0
			5	1.985	0.455	54	2.3	1.3	43	4.5	91.2
	50	1.9×10^{-4}	2	0.775	0.605	22	1.1	0.7	36	2.5	35.0
			5	1.065	1.025	3.8	2.2	1.7	23	1.5	35.0
Maneb	100	3.8×10^{-4}	2	0.495	0.345	33	2.2	1.1	50	41.2	115.
			5	1.135	0.885	22	3.4	2.8	18	32.5	33.7
	50	1.9×10^{-4}	2	0.775	0.575	24	1.1	1.0	9.0	2.5	2.5
			5	1.065	1.015	4.7	2.2	2.1	0.4	1.5	40.0
Ziram	100	3.3×10^{-4}	2	0.785	0.845	-7.6	1.4	1.0	29	41.2	50.0
			5	0.985	0.945	4.0	2.3	1.75	24	32.5	43.7
	50	1.6×10^{-4}	2	0.860	0.955	-11	2.6	2.3	12	8.0	18.0
			5	1.340	1.235	7.8	4.5	4.3	4	2.0	5.0
Thiuram	100	4.2×10^{-4}	2	0.785	0.685	13.	1.4	1.1	21	7.5	34.0
			5	0.985	0.905	8.1	2.3	2.0	13	4.5	6.7
	50	2.1×10^{-4}	2	0.860	1.055	-23	2.6	2.1	19	8.0	8.0
			5	1.340	1.325	1.1	4.5	3.6	20	2.0	35.0
Ferbam	100	2.4×10^{-4}	2	0.785	0.685	13	1.4	1.1	21	41.2	55.0
			5	0.985	0.875	11	2.3	1.5	35	32.5	37.5
	50	1.2×10^{-4}	2	0.860	0.725	16.	2.6	1.9	27	8.0	12.0
			5	1.340	1.265	5.6	4.5	4.9	-9.0	2.0	12.0
DIECA	100	6.4×10^{-4}	2	0.835	0.825	1.2	1.9	1.9	0	40.0	40.0
			5	1.085	1.065	1.8	2.3	2.3	0	30.0	35.0

や亜酸化窒素を蓄積したが、これは、その分解産物であるN-formyl-4-chloro-o-toluidineや4-chloro-o-toluidineによるものであった。また、親化合物と代謝産物を同時に投与すると、阻害の度合も強くなった⁴²⁾。

iv) 窒 素 固 定

脱窒と共に土壤の窒素経済の上から重要であ

るために、農薬との関連で比較的多くの研究が行なわれている。それらには、土壤全体を対象としたものから、植物根系(根粒など)、さらに窒素固定菌そのものを扱ったものまで広い範囲の研究が含まれている。さらに、技法として、

¹⁵Nのとり込みをみたものや、アセチレン還元法を用いたものなどがある。その中で、比較的手軽に取り扱える後者の技法を使ったものが多

い。

除草剤dalaponや2,4,5-Tは, *Azotobacter vinelandii*の純粋培養でのニトロゲナーゼ活性を阻害しなかった⁴³⁾。しかし, dinosebは嫌氣的土壤系における窒素固定能を弱めた⁴⁴⁾。除草剤の中のあるものが窒素固定能を阻害する

ことがあるのに対して, 殺虫剤の多くは一般に阻害の程度は弱いとされている。DDTやlindaneは圃場施用量の5倍を投与しても, *Azotobacter vinelandii*の窒素固定能を阻害しなかった⁴³⁾, dieldrinも20倍投与で影響がなかった⁴⁵⁾。さらに, きわめて広範な有機燐系の殺虫剤も影響がなかった⁴⁶⁾。しかし, 殺虫剤, 除草剤, 殺菌剤など32種類の農薬について, アセチレン還元法による土壤の窒素固定能を検討した結果によると, 必ずしも除草剤と殺虫剤がことなる影響を及ぼすとはかぎらないことがわかる⁴⁷⁾ (表3)。恐らく, これは, 窒素固定微生物には多様な種類が含まれており, その時にどんな種類の窒素固定微生物が働いているかによってもいるものと推定される。例えば,

γ -HCHについて, セ

ルロースを添加した土壤でヘテロトロフィックな窒素固定への影響をみると, 酸性土壤でのみ促進的に働き, 他の土壤では阻害的に働いた⁴⁸⁾。また, 水田土壤では促進した⁴⁹⁾。これらのことは, 土壤が変わると主役の微生物も変わること

で説明されている。

表3. アセチレン還元法による土壤 (Sandy Loam) の窒素固定能に及ぼす各種農薬の影響⁴⁷⁾

	施 用 量 ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$)		(還元された C_2H_2 のnmol/g土壤)			
			施 用 量		培 養 時 間 (日)	
			低 濃 度		高 濃 度	
			2	6	2	6
Control	0	0	2.26	2.27	2.26	2.27
Autoclaving	0	0	2.42	2.63	n.d.†	n.d.
(NH_4) ₂ SO ₄ -N	50	200	2.29	2.68	1.57*	1.97
Urea-N	50	200	1.97	2.48	0.86*	1.32
Streptomycin	100	200	2.42	3.28	2.41	2.42
Chlorfenvinphos	5	10	1.54*	2.59	1.11*	2.60
Chlorpyrifos	5	10	1.63*	2.43	1.43*	2.12
Diazinon	5	10	2.62	2.75	2.47	2.76
Ethion	5	10	2.09	3.94*	2.06	2.40
Ethoprop	5	10	1.89	3.39	1.53*	2.23
Fensulfothion	5	10	2.58	3.28	2.24	3.10
Fonofos	5	10	3.15	3.38	2.22	3.26
Leptophos	5	10	1.76	2.40	1.55*	2.25
Malathion	5	10	2.07	2.28	1.76	2.26
Parathion	5	10	2.77	4.18*	2.13	3.60*
Phorate	5	10	1.97	3.19	1.93	2.55
Thionazin	5	10	2.47	4.18*	2.18	2.76
Triazophos	5	10	3.39	3.97*	2.71	3.92*
Trichloronat	5	10	2.69	3.51*	2.67	3.10
Turbufos	5	10	2.22	2.64	1.95	2.64
Chlordane	5	10	1.85	2.76	1.32*	4.09*
Dieldrin	5	10	2.72	3.44	2.58	5.09*
Lindane	5	10	2.75	3.34	2.15	2.76
Carbofuran	5	10	1.55*	2.03	1.05*	1.60
Metalkamate	5	10	1.21*	1.91	1.16*	1.70
Oxamyl	5	10	2.62	3.31	2.27	2.70
Permethrin	5	10	1.34*	2.23	1.25*	1.88
DD	150	300	3.22	3.53*	2.42	2.77
Telone	30	60	2.86	2.87	2.53	2.59
Telone C	30	60	2.80	3.19	2.40	2.57
Telone H	30	60	2.85	3.28	1.67	3.57*
Vorlex	40	80	2.29	3.00	1.80	2.66
Captan	5	10	2.03	2.76	2.47	2.92
Maneb	5	10	2.00	3.47	1.73	2.13
Thiram	5	10	2.29	3.00	2.06	2.64
2,4-D	5	10	2.36	2.44	1.65	2.45
Nitrapyrin	30	60	2.56	3.87*	2.07	2.86

* 対照から有意差, $P = 0.05$.

† n. d. = 測定不能.

殺菌剤の多くも殺虫剤や除草剤以上に、この過程に影響する。thiramは、*Azotobacter* の窒素固定を阻害した⁵⁰⁾。しかし、根粒菌の場合には、ことなる事情がある。thiramに抵抗性のある根粒菌を接種して生育した大豆では、むしろ、thiramによって根粒の数の増加や根粒の窒素固定能が促進される。また、thiram抵抗性の根粒菌数は播種後急激に低下するが、宿主をthiram処理するとその低下傾向が抑制された⁵¹⁾。宿主という介在者を通して影響が現われる例である。

5. 有機物の分解

純粹のセルロース、わらやその他の植物遺体を対象として検討されてきている。

dalaponは、7 kg/ha 施用で表層土 5 cm の部分に埋没したセルロースの分解を促進した⁵²⁾。一方、linuronは500 µg/g 土壌(10倍量)ではセルロースの分解を阻害したが、通常量では阻害しなかった¹⁸⁾。

また、有機水銀殺菌剤を処理したゴルフ場のリター層が厚くなることがみとめられており、これはリターの分解の阻害のためと考えられている⁵³⁾。

CAT, 2,4-D, DCMU など3種類の除草剤について、木綿糸を土中に埋没して除草剤処理後の木綿糸の強度の変化を検討した結果によると、湛水および畑地状態でDCMUによって木綿糸の劣化が強く阻止されることが知られている。これに対して、毛糸の劣化は2,4-Dによって阻止された⁵⁴⁾。

さらに、殺菌剤benomylによってわらの分解が高濃度のときに阻害され、それは、わらの中の或る成分の分解の阻害と関連していることが知られている(表4)³⁷⁾。また、アルファルファ

表4. わらの分解に及ぼすbenomylの影響³⁷⁾

〔 1978. 11. 10 ~ 1979. 5. 22 迄の期間, 〕 フィンランドの土壌					
Benomyl (kg ha ⁻¹)	分 解 (はじめの量の%±標準誤差)				
	Straw	Cellulose	Xylan	Araban	Lignin
0	35 ± 1	33	32	50	10
0.125	35 ± 3	33	31	50	10
0.5	34 ± 1	31	29	50	7
2	31* ± 1	29	24	50	7

注) 対照からの有意差: * $P < 0.05$.

の分解を無機態窒素の生成量や炭酸ガス放出量で検討すると、25種の除草剤によって統計的に意味のあるほどには阻害されなかった⁵⁵⁾。

6. その他の微生物作用

ここに述べる研究の多くは、地球化学的または土壌肥沃度の側面からなされており、その中には農耕土壌と直接関係しないものも多く、農薬と関連したものは前項までに比べるときわめて少ない。

i) 硫 黄 代 謝

硫黄酸化に関する研究が多い。有機燐殺虫剤は土壌の硫酸量にほとんど影響しなかったが¹⁹⁾、殺線虫剤、dasanit, carbofuran, DDなどは、わずかに硫黄の酸化を抑制した^{56, 57)}。しかし、現在のところ研究が少ないために、混乱した結果が出されている。20種類の除草剤について、2種類の土壌を用いて硫黄酸化に対する影響が調べられ、表5のように整理されている⁵⁵⁾。

ii) 燐 酸 の 可 溶 化

土壌中の有機燐酸は、無機化されてはじめて作物に有効となる。bag, diazinone, dursban, zinophosなどは、10および100 µg/g土壌の施用量でも、土壌の有機燐酸の無機化に影響しなかった¹⁹⁾。同じように、25種類の除草剤によって燐酸カルシウムの可溶化がほとんど影

表5. 土壌の硫黄酸化に及ぼす除草剤の影響⁵⁵⁾

処 理	生成した $\text{SO}_4^{2-}:\text{S}$ ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ 土壌)	
	Silty clay loam	Loamy sand
対 照 (S無添加)	4	7
対 照 (S添加)	105	92
硫黄の酸化を増進する除草剤 † chloramben, DCPA, dinitramine, EPTC, fluometuron, linuron, metribuzin, profluralin, prometryne, trifluralin, alachlor + dinoseb, chloramben + dinoseb, dinoseb + trifluralin, EPTC + dinoseb, EPTC + trifluralin, trifluralin + diuron, trifluralin + metribuzin	170-307	183-274
硫黄の酸化に影響しない除草剤 alachlor, bensulide, dinoseb, diuron, naptalam, nitralin, naptalam + dinoseb	79-93	80-126

注) † trifluralin, prometryne, DCPA は loamy sand では硫黄酸化を増進しなかった。

響されなかった⁵⁵⁾。

一方、殺菌剤, benomyl, thiram, captanによって添加した不溶性の燐が可溶化し、このとき燐溶解性の細菌数と糸状菌数が増加することも知られている⁵⁸⁾。また、殺虫剤, Dimethoate, malathion は、ホスホリパーゼを生成する細菌を増加させた⁵⁹⁾。その他、lindane 処理によって嫌気性の燐可溶菌が増加した⁶⁰⁾。

iii) マンガンの代謝

土壌をくん蒸すると、土壌中の微量元素の可溶化が影響をうけることは古くから知られている⁶¹⁾。事実、土壌くん蒸によってマンガンの存在形態は影響をうけたが、オートクレーブしたときよりその程度は低かった¹⁷⁾。同じような現象が殺菌剤でも観察されたが、死菌体によるものかそれとも不溶性のマンガンの可溶化によるものか不明である⁶²⁾。

一方、水田状態土壌におけるマンガンの還元

は、PCPによって初期抑制されたが、徐々に抑制が解除された。また、benthocarbやIBPによってほとんど影響されなかった⁶³⁾。

iv) 鉄 の 還 元

湛水土壌中の第二鉄の還元に対して、PCPは抑制的に働いた。しかし、試験した他の農薬, benthocarb, simetryne, CNP, BPM C, IBPなどは、ほとんど影響しなかった⁶⁴⁾。第二鉄の還元は、風乾土壌の湛水や稲わらの添加によって促進され、また、塩化第二水銀を添加すると完全に抑えられたことから微生物作用によるものと推定された。したがって、この条件における農薬の影響は微生物に対するそれを示していると考えて差支えない。PCPによる阻害は、しばらくすると回復した。PCPの分解消失によるためか、微生物側の馴れによるものか、現在のところ明らかでない。

v) 有機酸およびガスの生成

水田土壌の有機酸生成に対して、benthocarb, PCP, simetryne, IBPの影響を検討した結果によれば、100ppmのPCP添加でのみ酢酸生成が阻害された⁶⁵⁾。水田土壌では、還元過程の進行にともない、順次還元生成物が増加する。したがって、生成した酢酸などの有機酸も、最終的にメタン、水素、炭酸ガスなどに変化する。水田土壌中でのこれら反応の実態については、不明の点がある。したがって、有機酸の消長を目的とするガスの生成を観測して、その進行を推定している。酢酸の消失に対して、上記農薬のうち100ppmのPCPが阻害的に働いただけであった⁶⁶⁾。また、酪酸の消失に対してもPCPは抑制的であり、さらに、lindaneは酪酸の消失にともなう酢酸の生成量を増加させた⁶⁴⁾。しかし、その他の農薬は酪酸消失にともなう酢酸の生成に影響を与えなかった。さら

に、酪酸消失にともなうメタン生成に対しては、simetryne 以外の各種農薬はいろいろな程度で影響を与えた。それらの抑制の程度は以下のようにまとめられている⁶⁸⁾。PCP, lindane > DDT, dimethylvinphos > CNP, methoxyphenone > TMTD > CVP, fenitrothion, IBP, mepronil > benthocarb, BPMC $\geq$ simetryne = 対照。しかし、これらが、メタン生成のどの過程に影響を与えるのかは不明である。

vi) エチレンの生成

エチレンは、植物の生育や糸状菌の増殖を制御することに関与しているため、土壤中で重要である。エチレン生成のメカニズムについては不明の点が多いが⁶⁹⁾、captan, thiram 処理によってエチレンの生成が増加し、2,4-D, paraquat, carbofuran や endosulfan は全然影響しないことが知られている⁷⁰⁾。

vii) 土 壌 酵 素

atrazine を果樹園の土壤に15年間に亘り、毎年ヘクタール当り4kg 施用した場合、phosphatase, saccharase, β -glucosidase や urease 活性が50%以下に低下することが知られている⁷¹⁾。しかし、これは土壤酵素に対する直接的影響なのか、農薬連用による植生の変化を通しての間接的な影響なのかかわからない。また、paraquat を10倍量投与すると、phosphatase や peroxidase 活性が低下する⁷²⁾。さらに、diazinone, carbathion, thiazan は、invertase や catalase 活性を高めたが、urease や phosphatase 活性を低下させた⁷³⁾し、urase 活性はまた有機燐殺虫剤の malathion などによっても阻害された⁷⁴⁾。一方、triazine 系除草剤を種々の濃度で土壤に5年間⁷⁵⁾および9年間⁷⁶⁾施用しても、土壤酵素

活性はほとんど変わらなかったという報告もある。この面に関する研究は、未だ多くないといえよう。

7. お わ り に

すでに述べたように、土壤中の微生物の動向を推定する一つの方法として、土壤の示す生化学的反応を採用することは、古くから、しかも、いろいろな場面で行なわれてきた。そして、ここで紹介したように、農薬の土壤微生物に及ぼす影響を探る場合にも、その技法の簡便さと表現が比較的明解であるといった理由で、割合多く使われてきている。これらの研究を通して、特に窒素の形態変化に及ぼす農薬の影響に関しては、ある程度結論的なことが言えそうな気がする。すなわち、アンモニア化成に比べると、オートトロフィックな硝化過程は、一般的に農薬によって影響をうけやすいということである。勿論、これは一度の投与のしかも短期間における現象についてである。

さらに、その他の微生物作用についても、炭酸放出や酸素吸収を指標とした、土壤微生物の呼吸作用は、硝化反応や硫黄の酸化反応に比べて影響の現われ方は多くないし、影響が現われる場合には、かなり多量の農薬の投与を必要とするようである。その他、研究例は多くないが、特殊な生化学的反応ほど、農薬の影響が現われやすい傾向がある。これらをもとにして、農薬の影響と土壤中の微生物作用との関係について、きわめて大胆に仮設的な結論をすれば、以下のようになるのではないだろうか。

すなわち、圃場施用量であれば、微生物作用としてとらえられる影響は、存在したとしてもきわめて小さく、短時間しか現われない。そして、もし、それが現われるときには、微生物作

用の種類によってことになっており、そのことなり方には或る規則性が存在するようである。つまり、微生物作用として表現される反応に関与していると思われる微生物の種類が多いか少ないかによって、影響の現われ方とその程度——持続の時間も含めて——がこととなる傾向がある。例えば、炭酸放出や酸素吸収による呼吸作用、アンモニア生成による有機窒素の無機化作用は、硝化作用や硫黄の酸化作用に比べて影響が小さい。前者は、きわめて広範な種類の微生物が関与した作用であるのに対して、後者は前者に比べるときわめてかぎられた種類が関与する反応である。このことは、いわゆる土壤微生物作用のもつ動的平衡状態への寄与とも関連している。

一方、このことを得られた結果の解釈という点から考えると、大へん難かしい問題を投げかけていると考えざるを得ない。すなわち、多くの微生物が関与する反応であればあるほど、その中味は複雑であり、表現された結果をそのままうけとってよいかどうか疑問となるということである。例えば、農薬の問題から少々はなれるが、土壤中のセルロースやその他の有機物の分解の指標として、しばしば炭酸放出が用いられる。セルロース分解の際の炭酸放出量とセルロース分解菌数とその他の細菌数の関係を検討した結果によると、炭酸放出量はグラム陰性細菌数ともっともよく相関していた。そして、ここで検討対象とされたグラム陰性細菌の大部分は、セルロースを分解できず、セロビオースやグルコースを分解した^{77, 78)}。このことは何を意味するのか？炭酸放出は、直接的にはセルロースの分解産物であるセロビオースやグルコースの分解を示していたことになる。

このように、簡便に用いられている微生物作用の解釈や、その測定方法にまだまだ多くの問

題がありそうだ。最後にこれに関係した一、二の例をあげておころ。もっともよく使われる窒素固定能をアセチレン還元法で測定することがある。一般には、アセチレン還元量と窒素固定量を3:1で換算している。しかし、これも条件により変わってくるという報告がある。最大の原因は、アセチレンは窒素に比べて水にとけやすいこと、さらに、実際の窒素固定に関与する水素と、測定に用いられるアセチレン還元に関する水素の関係である⁷⁹⁾。そのため、土壤によってことなり、1.0~3.0の幅をもたせる必要があるという考え方がある⁸⁰⁾。また、土壤の水分含量によって結果はことなり、75%水分では2.6、100%水分では15.7ともされている⁸¹⁾。その他、エチレンの生成には、グルコースとメチオニンを添加するときわめて有効である⁸²⁾という反面、メチオニンの添加は全く効果がない⁶⁹⁾という結果も知られている。すなわち、エチレン生成の基質が判然としていないということであり、さらに、その過程もわからないことを意味している。さらに土壤の処理条件とエチレンの生成能から、推定して分離した好熱性または耐熱性の孢子形成細菌も不能であった⁶⁹⁾。

このように、きわめて安易に用いられている土壤の微生物の作用には、内容が複雑で不明な点も多い。したがって、これらを指標として、農薬の作用を問題とする場合には、その内容にまで立入った検討なり考察が必要となるであろう。勿論、現象論的にもまだまだ研究の蓄積が必要であるが。そして、同時に、土壤微生物学一般の問題として、土壤微生物研究者のこの面に対する一層の取り組みが期待されるところである。

引 用 文 献

- 1) Russell, E. W. Soil condition and plant growth (1973).
- 2) 佐藤 匡：植調，**18**，6～17 (1984).
- 3) Szember, A., *et al* : Pol. J. Soil, **6**, 141～147 (1973).
- 4) Campbell, J. E., *et al* : Aust. J. Exp. Agric. Anim. Husb., **14**, 263～265 (1974).
- 5) Focht, D. D., *et al* : J. Env. Qual., **3**, 327～328 (1974).
- 6) Horowitz, M., *et al* : Weed Res., **14**, 97～107 (1974).
- 7) Abueva, A. A., *et al* : Izv. Timiryaz. Selskokhoz. Akad., **2**, 127～130 (1975).
- 8) Bartha, R., *et al* : Appl. Microbiol., **15**, 65～75 (1967).
- 9) Chandra, P., *et al* : Soil Sci., **92**, 387～393 (1961).
- 10) Vlassak, K., *et al* : Sci. Total Environ., **3**, 363～372 (1975).
- 11) Wheeler, B. E. J., *et al* : Plant and Soil, **10**, 49～77 (1958).
- 12) Anderson, J. P. E., *et al* : Arch. Mikrobiol., **93**, 113～127 (1973).
- 13) Mayaudon, J. : Inst. Belg. Amelior. Betterave., **4**, 151～160 (1973).
- 14) Lauss, F., *et al* : Bodenkultur, **26**, 22～30 (1975).
- 15) 遠山和紀ら：日本土肥誌，**55**，180～182 (1984).
- 16) Gaur, A. C., *et al* : Plant and Soil, **46**, 5～15 (1977).
- 17) Smith, M. S., *et al* : Pest Sci., **5**, 721～729 (1974).
- 18) Grossbard, E., *et al* : Pest Sci., **5**, 609～623 (1974).
- 19) Tu, C. M. : Appl. Microbiol., **19**, 479～484 (1970).
- 20) Kuseske, D. W., *et al* : Plant and Soil, **41**, 255～269 (1974).
- 21) Parr, J. F. : In "Pesticides in soil and water, 315～340 (1974).
- 22) Fassan, van, A. G. : Soil Biol. Biochem., **6**, 231～232 (1974).
- 23) Weeks, R. E., *et al* : Bacteriol. Proc., A. 78 (1971).
- 24) Agnihotri, V. P. : Canad. J. Microbiol., **17**, 377～383 (1971).
- 25) Anderson, J. R., *et al* : Zentbl. Bakt. Abt. II, **131**, 136～137 (1976).
- 26) Schreven, van, D. A., *et al* : Plant and Soil, **33**, 513～532 (1970).
- 27) Wainwright, M., *et al* : Soil Biol. Biochem., **5**, 577～584 (1973).
- 28) Wainwright, M., *et al* : Soil Biol. Biochem., **7**, 1～4 (1975).
- 29) Marsh, J. A. P., *et al* : Soil Biol. Biochem., **11**, 279～285 (1979).
- 30) Rovira, A. D. : Soil Biol. Biochem., **8**, 241～247 (1976).
- 31) Ladd, J. N., *et al* : Soil Biol. Biochem., **8**, 255～266 (1976).
- 32) Domsch, K. H., *et al* : Arch. Microbiol., **97**, 283～301 (1974).

- 33) Gowda, T. K. S., *et al* : Soil Biol. Biochem., **8**, 435~437 (1976).
- 34) Sommer, K. : Sonder. Landw. Forsch., **25**, 22~30 (1970).
- 35) Bakalivanov, D., *et al* : Acta microbiol. Acad. Sci. hung., **28**, 141~146 (1981).
- 36) Jacques, R. P., *et al* : Canad. J. Soil Sci., **39**, 235~243 (1959).
- 37) Torstensson, L., *et al* : Soil Biol. Biochem., **16**, 445~452 (1984).
- 38) Sato, Kyo : Plant and Soil, **75**, 417~426 (1983).
- 39) Bollag, J. M., *et al* : J. Environ. Qual., **5**, 15~18 (1976).
- 40) Bollag, J. M., *et al* : Bull. Environ. Contam. Toxicol., **12**, 241~248 (1974).
- 41) Mitsui, S. *et al* : Soil Sci. Pl. Nutr., **10**, 107~115 (1964).
- 42) Bollag, J. M., *et al* : Appl. Environ. Microbiol., **39**, 845~849 (1980).
- 43) Mackenzie, K. A., *et al* : Antonie van Leeuwenhoek, **38**, 529~535 (1972).
- 44) Vlassak, K., *et al* : Soil Biol. Biochem., **8**, 91~93 (1976).
- 45) Selim, K. G., *et al* : Plant and Soil, **33**, 325~329 (1970).
- 46) Rodell, S., *et al* : Plant and Soil, **47**, 375~381 (1977).
- 47) Tu, C. M. : Soil Biol. Biochem., **10**, 451~456 (1978).
- 48) Nayak, D. W., *et al* : Soil Biol. Biochem., **12**, 1~4 (1980).
- 49) Nayak, D. W., *et al* : Soil Biol. Biochem., **14**, 207~210 (1982).
- 50) Peters, J. F., *et al* : J. agric. Food chem., **23**, 404~406 (1975).
- 51) Lennox, L. B., *et al* : Appl. Environ. Microbiol., **41**, 404~411 (1981).
- 52) Malone, C. R. : J. appl. Ecol., **7**, 591~601 (1970).
- 53) Pugh, G. J. F., *et al* : Trans. Brit. mycol. Soc., **57**, 164~166 (1971).
- 54) 江川 宏ら : 島根大学農学部研究報告, No. 13, 172~176 (1979).
- 55) Lewis, J. A., *et al* : Soil Biol. Biochem., **10**, 137~141 (1978).
- 56) Tu, C. M. : Appl. Microbiol., **33**, 398~401 (1972).
- 57) Tu, C. M. : Canad. J. Microbiol., **19**, 855~859 (1973).
- 58) Wainwright, M., *et al* : Plant and Soil, **48**, 335~345 (1977).
- 59) Congregado, F. : Appl. Environ. Microbiol., **37**, 169~171 (1979).
- 60) Raghu, K., *et al* : Canad. J. Microbiol., **13**, 621~627 (1967).
- 61) Warcup, J. H. : Soils Fertil., **20**, 1~5 (1957).
- 62) Wainwright, M., *et al* : Soil Biol. Biochem., **6**, 263~267 (1974).
- 63) 箭木 昭ら : 日本農薬学会大会講演要旨集, 昭和55年度, 149 (1980).
- 64) 箭木 昭ら : 日本農薬学会大会講演要旨集, 昭和56年度, 219 (1981).
- 65) 箭木 昭ら : 日本農薬学会大会講演要旨集, 昭和57年度, 323 (1982).

- 66) 箭木 昭ら：日本農業学会大会講演要旨集，昭和58年度，p-2 (1983)。
- 67) 箭木 昭ら：日本農業学会大会講演要旨集，昭和59年度，103 (1984)。
- 68) 箭木 昭ら：日本農業学会大会講演要旨集，昭和60年度，140 (1985)。
- 69) Sutherland, J. B., *et al* : Soil Biol. Biochem., **12**, 357~362 (1980)。
- 70) Wainwright, M., *et al* : Plant and Soil, **48**, 253~258 (1977)。
- 71) Voets, J. P., *et al* : Soil Biol. Biochem., **6**, 149~152 (1974)。
- 72) Anderson, J. R., *et al* : Zentbl. Bakt. Abt. II, **131**, 247~258 (1976)。
- 73) Abdel Yussif *et al* : Izvestiya Timiryazevskoi Soil Skokhozyaistvennoi Akademii, **1**, 206~214 (1976)。
- 74) Lethbridge, G., *et al* : Soil Biol. Biochem., **8**, 99~102 (1976)。
- 75) Spirodonov, Y. Y., *et al* : Soviet Soil Sci., **5**, 161~171 (1973)。
- 76) Cole, M. A. : Weed Sci., **24**, 473~476 (1976)。
- 77) Sato Kyo : Plant and Soil, **61**, 251~258 (1981)。
- 78) Sato Kyo *et al* : J. Gen. Appl. Microbiol., **30**, 1~14 (1984)。
- 79) Joann Poskoski : Soil Biol. Biochem., **13**, 83~85 (1981)。
- 80) Hans-Örjan Høhrstedt : Soil Biol. Biochem., **15**, 275~279 (1983)。
- 81) Hans-Örjan Høhrstedt : Soil Biol. Biochem., **15**, 281~286 (1983)。
- 82) Lynch, J. M., *et al* : Soil Biol. Biochem., **12**, 263~267 (1980)。

北海道における 小豆・菜豆の栽培と雑草防除

北海道立十勝農業試験場専門技術員 関口 明

はじめに

北海道における豆類の栽培は、畑作地域では輪作を行なう上で、てん菜・馬鈴しょ・小麦と並び基幹作物として欠かせない存在になっている。また、水田転作地域においても大豆と小豆の栽培は多く、転作作物の基幹作物として位置づけられている。このように、畑作物の中では重要な位置にある豆類のうち、北海道で作付率の高い小豆と菜豆について、栽培の現状と除草

管理の実態および問題点について言及してみたい。

1. 北海道における小豆・菜豆の栽培

北海道で栽培されている小豆・菜豆は、一般に雑豆と称されている。雑豆とは、小豆・菜豆・えん豆・そら豆・ささげ等を言い、大豆・落花生・緑豆を除く豆類の総称である。

小豆は、需要、供給の面で雑豆の中心をなし