

硝酸化成抑制剤の土壌中における移動

西原典則・西川正雄*・堀口 毅・稲永醇二

(肥料学研究室)

昭和61年8月4日 受理

Mobility of Nitrification Inhibitors in Soils

Tsunenori NISHIHARA, Masao NISHIKAWA, Tsuyoshi HORIGUCHI and Shunji INANAGA

(Laboratory of Plant Nutrition and Fertilizers)

緒 言

土壌中のアンモニア態窒素は、硝酸化成菌により酸化されて硝酸態になると、土壌に吸着されず雨水や灌漑水などとともに浸透・流亡したり、また還元状態下では脱窒するおそれ大きい。したがってわが国のように温暖で雨量が多く、水稻栽培面積の大きい地域では硝酸態窒素肥料の使用割合は小さい。畑作物の栽培においても、雨量が多く温暖なところでは、硝酸化成作用を抑制することにより施用した窒素質肥料の肥効を高めることができるものと思われる。また、施設栽培における特殊な環境条件下の土壌では、アンモニアの硝化過程において亜硝酸の蓄積が起り、それがハウスのガス障害を惹き起こすことが知られている¹⁾。

土壌に施された窒素質肥料の硝酸化成作用を抑制する手段の一つとして化学薬品の利用が考えられ²⁾、現在数種類の硝酸化成抑制剤入り肥料が販売されている³⁾。硝酸化成抑制剤の具備すべき条件の一つとして、土壌中で比較的安定していて、作用が持続することがあげられる。そのためには、土壌中で容易に分解・流亡しないこと、また土壌中においてアンモニウムイオンと行動を共にすることが必要であると思われる。

これまで農薬の土壌中における移動、分解等に関する研究は数多くあるが、これらの研究によると、農薬の土壌中における移動は農薬の種類によって異なり^{2-4, 9, 10, 13, 14, 30)}、また農薬の溶解度^{2, 13, 29)}、土壌への吸着性^{12, 16)}、土壌の粘土含有量^{3, 6, 7, 9, 12, 17, 19, 30)}、有機物含有量^{3, 4, 6, 7, 9, 12, 15, 17, 30)}、土性^{8, 15, 16)}、CEC^{4, 9, 12, 17, 19)}、pH^{3, 25)}、浸透水量^{3, 8)}、浸透速度¹⁶⁾などと関係が深い。これに対し硝酸化成抑制剤の土壌中における移動に関する研究は少ない^{5, 18, 23)}。よって本研究では数種の硝

酸化抑制剤について土壌中における移動性を明らかにしようとした。すなわち微生物的測定法と化学分析法によって土壌カラム中の硝酸化成抑制剤の分布状態を調べ、また両測定法の得失についても比較検討した。

実験方法

本研究に用いた硝酸化成抑制剤は Dd (ジシアンジアミド)、Tu (チオ尿素)、AM (2-アミノ-4-クロロ-6-メチルピリミジン) および DCS (N-2,5-ジクロロフェニルサクシンアミド酸) の4種類である。これらの硝酸化成抑制剤の性質は Table 1 に示すとおりである。また、本研究において用いた土壌は多腐植質黒ボク土 (鹿児島市吉野町 鹿児島大学教育学部附属農場)、シラス土 (鹿児島市上福元町 鹿児島県農業試験場) および沖積土 (福岡県大川市中木室) の表土であり、その理化学性は Table 2 に示したとおりである。

Fig. 1 に示すように、内径3.0cm、長さ5.0cmのガラス管10個を接続し、接続部をゴムチューブおよび固定用金具を用いて固定して長さ50cmのガラス円筒を作った。この円筒を構成する各ガラス管を上から順次 No. 0, 1~9 とした。円筒の下端に内径5mmの流出水用ガラス管をつけたゴム栓をし、その上に脱脂綿を薄く敷き、さらに石英砂をNo. 9のガラス管の上端まで加えた。次に円筒に適量の水を入れ、気泡が入らないように注意しながら円筒の上端から土壌を少量ずつ加え、No. 8の下端からNo. 1の上端まで充填して土壌カラムを作成した。ガラス円筒の下端に取り付けた流出水用ガラス管から水を流出させ、水位を土壌カラムの上端まで降下させた。この土壌カラムの表層に石英砂の粉末 (200メッシュの篩を通過) で10倍に希釈した硝酸化成抑制剤500mgを加えて、表層1~2mmの土壌と混和した。No. 0のガラス管に付着した硝酸化成抑制剤を2mlの水を用いて洗い落としたのち、円筒

* フナイ薬品工業(株)・大阪府東区釣鐘町2-40
Funai Pharmaceutical Co., Ltd.,
2-40, Tsurigane-cho, Higashi-ku, Osaka

Table 1. Structural formulas and physical properties of nitrification inhibitors

Chemical name Trade name (MW)	Structural formula	Melting point (°C)	Solubility (g/100mlH ₂ O)	Form
Dicyanodiamide Dd (84)		207-209	4.1(25°C)	White rhombus crystal
Thiourea Tu (76)		180	12.1(21°C)	White rhombus crystal
2-Amino-4-chloro- 6-methyl pyrimidine AM (143)		182	0.127(20°C)	White needle crystal
N-2,5-dichlorophe- nyl succinamic acid DCS (262)		184-186	0.016(25°C)	White needle or flaky crystal

Table 2. Physical and chemical properties of the used soils

Soil	Tex- ture	pH		T-C (%)	T-N (%)	CEC (me/ 100g)	Exch. cation(me/100g)				Maximum water capacity (%)	Clay- type*1
		H ₂ O	KCl				Ca	Mg	K	Na		
Andosol	SL	4.9	4.7	3.89	0.31	31.2	0.47	0.22	0.21	0.46	100.0	A
Shirasu*2	SiL	5.5	3.5	0.52	0.09	12.1	3.71	0.59	0.46	0.24	67.8	K
Alluvial	LiC	4.5	3.5	1.52	0.21	32.6	8.10	2.60	0.41	0.12	72.7	M

*1 A, Allophanic soil; K, Kaolinitic soil; M, Montmorillonitic soil

*2 derived from pyroclastic flow

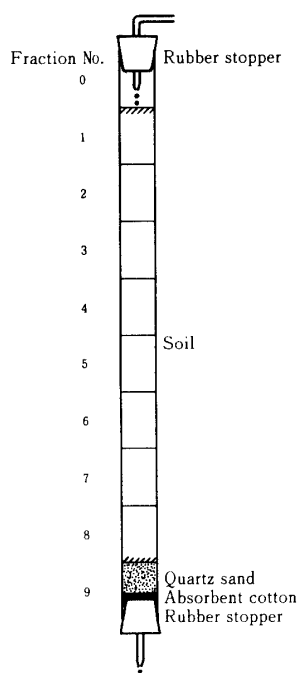


Fig. 1. Soil column.
Size of each glass tube composing a glass
cylinder was 3cm ID×5cm.

の上端に流入水用ガラス管（内径 5 mm）をつけたゴム栓をした。流入水用ガラス管から水を滴下し、同時に下端の流出水用ガラス管から浸透水を流出させ、これをメスシリンダーに受けた。流出水量はそれぞれ 50, 100, 150 および 200 ml とした。

一定量の浸透水を流出させた土壌カラムは、カラムを構成する各ガラス管ごとに切り離し、その中の土壌を取り出して風乾したのち、次の方法により土壌中の硝酸化成抑制剤量を測定した。

1. 微生物的測定法

培養試験に先立ちシラス土壌を用いて硝化菌富化土壌を調製した。すなわち適当量の土壌に 200 ppm 窒素になるように尿素を加え、土壌水分を最大含水量の 60% に調整し、30°C の恒温室に静置した。土壌中にアンモニウムイオンがなくなったのち、蓄積した硝酸イオンを水で洗い流し、これを硝化菌富化土壌とした。

土壌カラムの各フラクションの風乾土壌より乾土 10 g 相当量および 5 g 相当量をそれぞれ 50 ml 容三角フラスコに秤取し、これに硝化菌富化土壌を 10 分の 1 量加えてよく混和した。次に炭酸カリウム溶液を用いて

土壌反応を pH (KCl) 6.8 に調整した。10 g 土壌区には尿素を用いて窒素 2 mg を加え、さらにリン酸一カリウムおよびリン酸二カリウムを用いて P_2O_5 および K_2O をそれぞれ 2.5 mg 添加した。土壌水分を最大含水量の 60% に調整したのち、フラスコの口をポリエチレン膜 (厚さ 0.03 mm) で蔽い、30℃ の恒温室で 10 日間インキュベーションを行った。一方、5 g 土壌区は窒素を添加せず、その他の条件は 10 g 土壌区と同じにしてインキュベーションを行った。

インキュベーションを終わった土壌は、10 倍量の 1N-KCl 溶液を加えて 1 時間往復振とうしたのち、乾燥濾紙を用いて濾過し、濾液について微量拡散分析法によりアンモニア態および硝酸態窒素を定量し、次式により硝化抑制率を算出した。

$$\text{硝化抑制率 (\%)} = \frac{NH_4-N^*}{(NH_4+NO_3)-N^*} \times 100$$

* 窒素添加区 (10 g 土壌区) から対応する窒素無添加区 (5 g 土壌区) の値を差し引いた。

2. 化学的測定法

(1) Dd

土壌カラムの各フラクションより一定量の風乾土壌をとり、10 倍量の水を加えて 1 時間振とうしたのち、抽出液にニトロプルシドナトリウム、フェリシアン化カリウムおよび水酸化カリウムを加えて発色させ、分光光度計を用いて 500 nm の吸光度を測定した²⁷⁾。

(2) AM

一定量の風乾土壌に 20 倍量のエタノール (10% KCl を含む) を加えて 1 時間振とうし、AM を抽出した。抽出濾液に Clark-Lubs 酸性緩衝液 (pH 1.00) を加え、302 nm の吸光度を測定した²⁶⁾。

なお、Tu および DCS についても化学的分析を試みたが、土壌中の薬品の抽出および測定方法に問題があったので、定量は行わなかった。

実験結果

1. Dd

土壌カラムの各フラクションにおける Dd の硝化抑制率および含有量を示すと Fig. 2 のとおりである。まず黒ボク土についてみると、流出水量 50 ml の場合は、微生物的測定法による硝化抑制率は No. 1 ~ 3 のフラクションで著しく高かったが、No. 4 以下では硝化抑制効果がみられなかった。一方、化学的測定法による Dd 含有量は、No. 2 では乾土当たり 1,200 ppm で最も大きく、No. 1 および No. 3 はその約 10 分の 1 であり、その他のフラクションでは Dd は検出されな

かった。流出水量 100 ml の場合は、No. 2 ~ 5 で高い硝化抑制率を示し、No. 1 および No. 6 でも硝化抑制効果がみられた。Dd 含有量は No. 3 が最も大きく、No. 4 はそれより小さく、No. 2 および No. 5 はさらに小さかった。No. 6 ではわずかに Dd が検出されたが、それより下部のフラクションでは検出されなかった。流出水量 150 ml の場合は、硝化抑制率は No. 3 ~ 7 で高く、その上下のフラクションでもわずかに硝化抑制効果が認められた。Dd 含有量は No. 5 および 6 で大きく、No. 4 にも含まれたが、それ以外のフラクションではわずかであった。流出水量 200 ml の場合は No. 4 以下のフラクションで高い硝化抑制率を示し、No. 1 ~ 3 では上方のフラクションほど硝化抑制効果が小さかった。Dd 含有量は No. 7 が最も大きく、No. 6 および No. 8 がこれに次ぎ、No. 5 はそれより小さく、No. 2 ~ 4 はさらに小さかった。また、Dd は No. 9 の石英砂層にも検出 (58 ppm) されたが、浸透水には検出されなかった。

次にシラス土についてみると、流出水量 50 ml の場合は No. 2 および 3 で高い硝化抑制率を示し、また Dd 含有量は No. 3 が最も大きく、No. 2 がこれに次ぎ、No. 4 はそれよりさらに小さかった。流出水量 100 ml の場合は、硝化抑制率は No. 4 および 5 で高く、No. 3 および No. 6 でも硝化抑制効果が認められた。Dd 含有量は No. 5 が最も大きく、No. 4 がこれに次ぎ、No. 6 はさらに小さかった。また、No. 2 および 3 でもわずかに Dd が検出された。流出水量 150 ml の場合は No. 6 以下のフラクションで高い硝化抑制率を示し、Dd 含有量も No. 6 以下のフラクションで大きく、No. 7 がピークを示した。流出水量 200 ml の場合は、No. 8 で硝化抑制効果がみられ、また Dd が検出されたが、それより上方のフラクションではいずれも硝化抑制効果が認められず、また Dd も検出されなかった。なお、No. 9 の石英砂層および浸透水中にそれぞれ 380 および 100 ppm の Dd が含まれた。

沖積土についてみると、流出水量 50 ml の場合は、No. 2 および 3 で高い硝化抑制率を示し、No. 1 でも硝化抑制効果がみられた。Dd 含有量は No. 2 が最も大きく、No. 3 がこれに次ぎ、その他のフラクションにはわずかに含まれた。流出水量 100 ml の場合は、No. 3 ~ 5 の硝化抑制率が高く、No. 2 にもわずかに硝化抑制効果が認められた。Dd 含有量は No. 4 が最も大きく、No. 5 がこれに次ぎ、No. 3 はそれより小さかった。流出水量 150 ml の場合は、硝化抑制率は No. 5 ~ 7 で高く、No. 4 でも硝化抑制効果がみられた。Dd

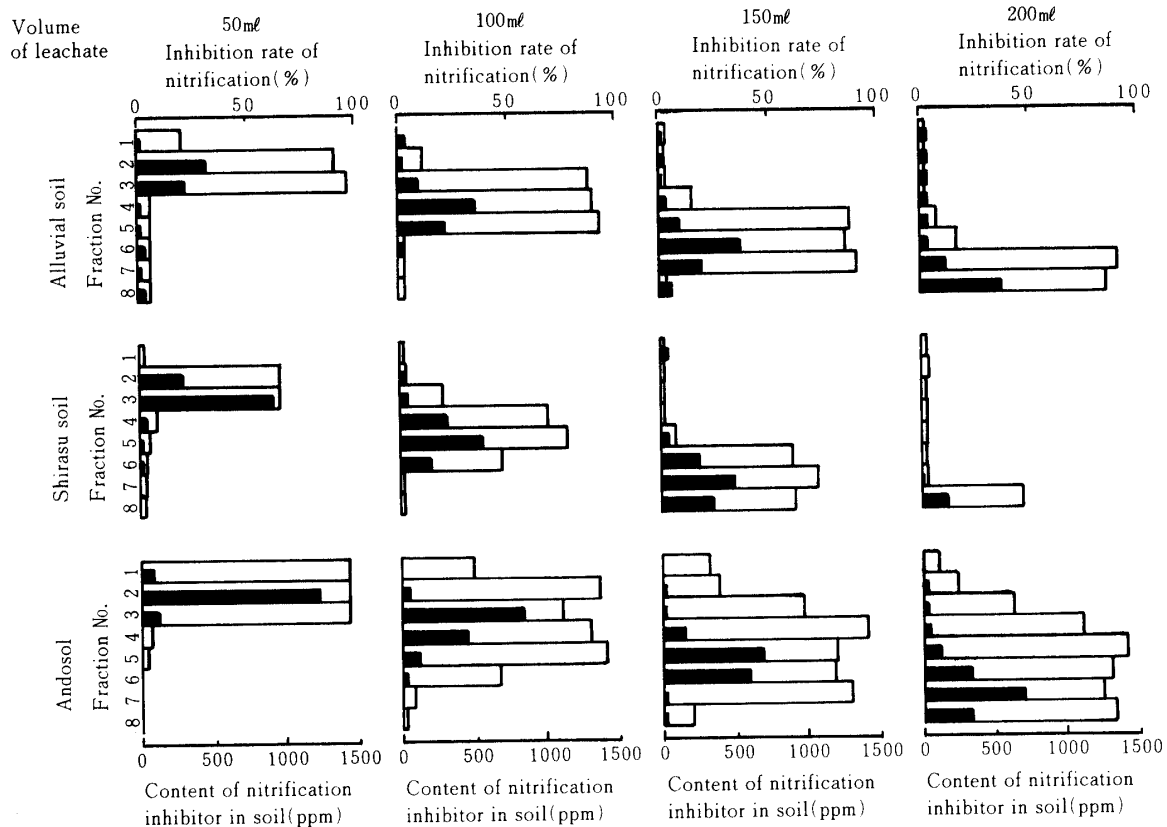


Fig. 2. Distribution of Dd in soil columns.

□, Inhibition rate of nitrification ; ■, Content of nitrification inhibitor in soil
50, 100, 150 and 200ml of the leachate are corresponded to 71, 141, 212 and 283mm of the precipitation respectively.

含有量はNo. 6が最も大きく, No. 7がこれに次ぎ, No. 5はそれよりさらに小さかった. 流出水量200 ml の場合は, No. 7および8で硝化抑制率が高く, No. 6でもわずかに硝化抑制効果が認められた. Dd含有量はNo. 8が最も大きく, No. 7がこれに次ぎ, No. 6より上方のフラクシオンにもわずかに含まれた. なお, 浸透水にもDdが検出(5.5 ppm)された.

2. Tu

各フラクシオンにおけるTuの硝化抑制効果について示すとFig. 3のとおりである. まず黒ボク土についてみると, 流出水量50 ml の場合は, 硝化抑制率はNo. 1から3まで下方のフラクシオンほど高かったが, No. 4以下のフラクシオンでは硝化抑制効果はみられなかった. 流出水量100 ml の場合は, 硝化抑制率はNo. 2~4で著しく高く, No. 1およびNo. 5でも硝化抑制効果がみられたが, No. 6以下では抑制効果はみられなかった. 流出水量150 ml の場合は, No. 2~6で高い硝化抑制率を示し, No. 1およびNo. 7でもわずかに硝化抑制効果が認められた. 流出水量200 ml の場合は,

No. 5以下のフラクシオンで高い硝化抑制効果がみられ, No. 1~4では下方のフラクシオンほど硝化抑制率が高かった.

次にシラス土についてみると, 流出水量50 ml の場合はNo. 2~4, 流出水量100 ml の場合はNo. 4~6のフラクシオンで高い硝化抑制率を示したが, その他のフラクシオンではいずれも硝化抑制効果がみられなかった. 流出水量150 ml の場合はNo. 6~8で高い硝化抑制率を示し, No. 5でも硝化抑制効果がみられた. 流出水量200 ml の場合はNo. 7および8で高い硝化抑制率を示した.

次に沖積土についてみると, 流出水量50 ml の場合はNo. 1~3, 流出水量100 ml の場合はNo. 1~5で硝化抑制率が高かったが, その他のフラクシオンでもインキュベーション後の土壤中にアンモニアの残存が認められた. 流出水量150 ml の場合はNo. 2~6で高い硝化抑制率を示し, No. 1およびNo. 7でも硝化抑制効果が認められた. 流出水量200 ml の場合はNo. 1から3まで下方のフラクシオンほど硝化抑制率が高く,

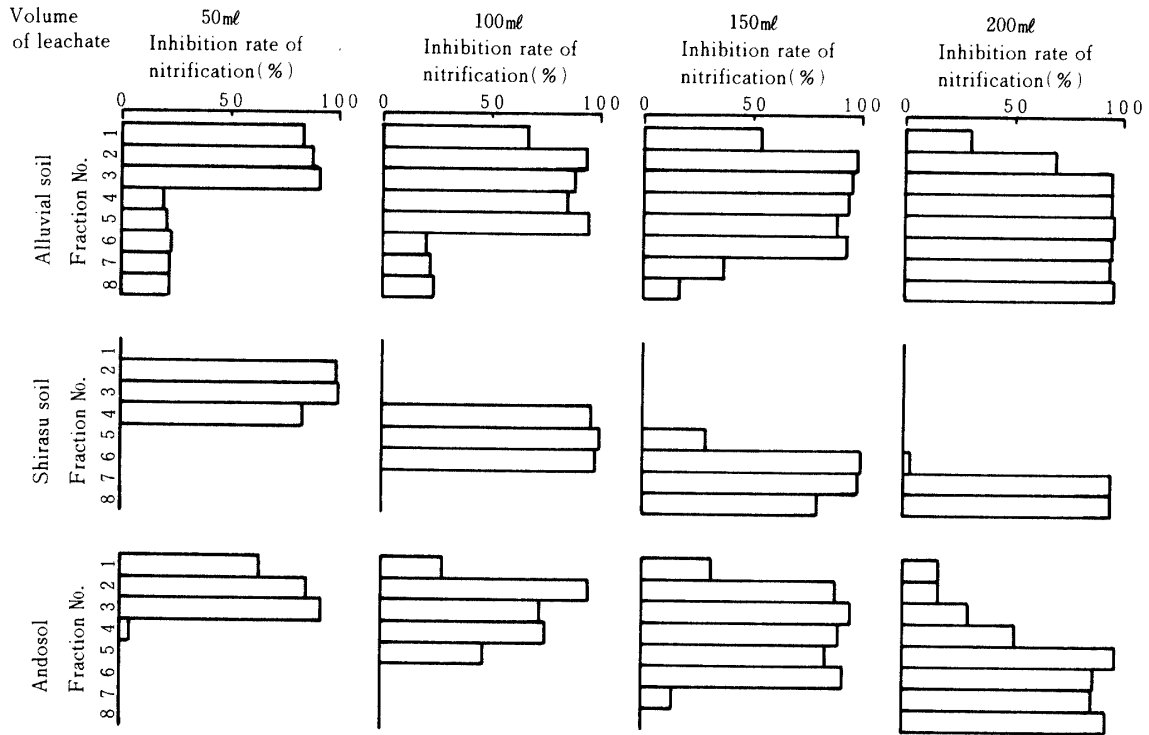


Fig. 3. Distribution of Tu in soil columns.

No. 3以下のフラクシオンではいずれもほぼ完全に硝化作用を抑制した。

3. AM

各フラクシオンにおけるAMの硝化抑制効果および土壌中含有量について示すとFig. 4のとおりである。まず黒ボク土についてみると、流出水量50 mlの場合は、No. 1および2では硝化作用がほぼ完全に抑制され、No. 3でもわずかに硝化抑制効果が認められた。一方、AM含有量はNo. 1が著しく大きく、No. 2にもわずかに含まれたが、No. 3以下のフラクシオンにはAMは検出されなかった。流出水量100 mlの場合は、No. 1～3の硝化抑制率が高く、No. 4も硝化抑制効果がみられたが、それより下方のフラクシオンでは抑制効果は認められなかった。AM含有量はNo. 1が最も大きく、No. 2はこれに比して著しく小さく、No. 3はそれよりさらに小さかった。No. 4以下のフラクシオンにはAMは検出されなかった。流出水量150 mlの場合は、硝化抑制率はNo. 1～5で著しく高く、No. 6もわずかに硝化抑制効果が認められた。AM含有量はNo. 2～4は大差なく、No. 1はそれより小さく、No. 5にはわずかに含まれたが、それより下方のフラクシオンではAMは検出されなかった。流出水量200 mlの場合は、No. 1～6で硝化抑制率が著しく高く、

これらのフラクシオンにはAMの存在が認められた。No. 7および8では硝化抑制作用はみられず、またAMも検出されなかった。なお、土壤に添加したAMの回収率は流出水量50, 100, 150および200 mlの場合に、それぞれ55, 57, 47および51%であった。

次にシラス土についてみると、流出水量50 mlの場合は、No. 1～3で硝化抑制率が高く、No. 4以下のフラクシオンでは硝化抑制効果はみられなかった。一方、化学的測定法によると、AMは大部分がNo. 1に存在し、No. 2にもわずかに含まれたが、それより下方のフラクシオンでは検出されなかった。流出水量100 mlの場合は、No. 1～5の硝化抑制率が高かったが、AM含有量はNo. 1が最も大きく、No. 2～5はいずれもNo. 1に比して著しく小さかった。流出水量150 mlの場合は、No. 1～7で高い硝化抑制率を示したが、AMはNo. 1～6で検出された。流出水量200 mlの場合は、No. 1～8の全フラクシオンで高い硝化抑制率を示し、また全フラクシオンでAMが検出された。

沖積土についてみると、流出水量50 mlの場合は、No. 1および2の硝化抑制率が著しく高かったが、No. 3以下のフラクシオンでもインキュベーション後の土壤中にアンモニアが残存した。一方、AMはNo. 1にその大部分が含まれ、No. 2にもわずかに存在したが、

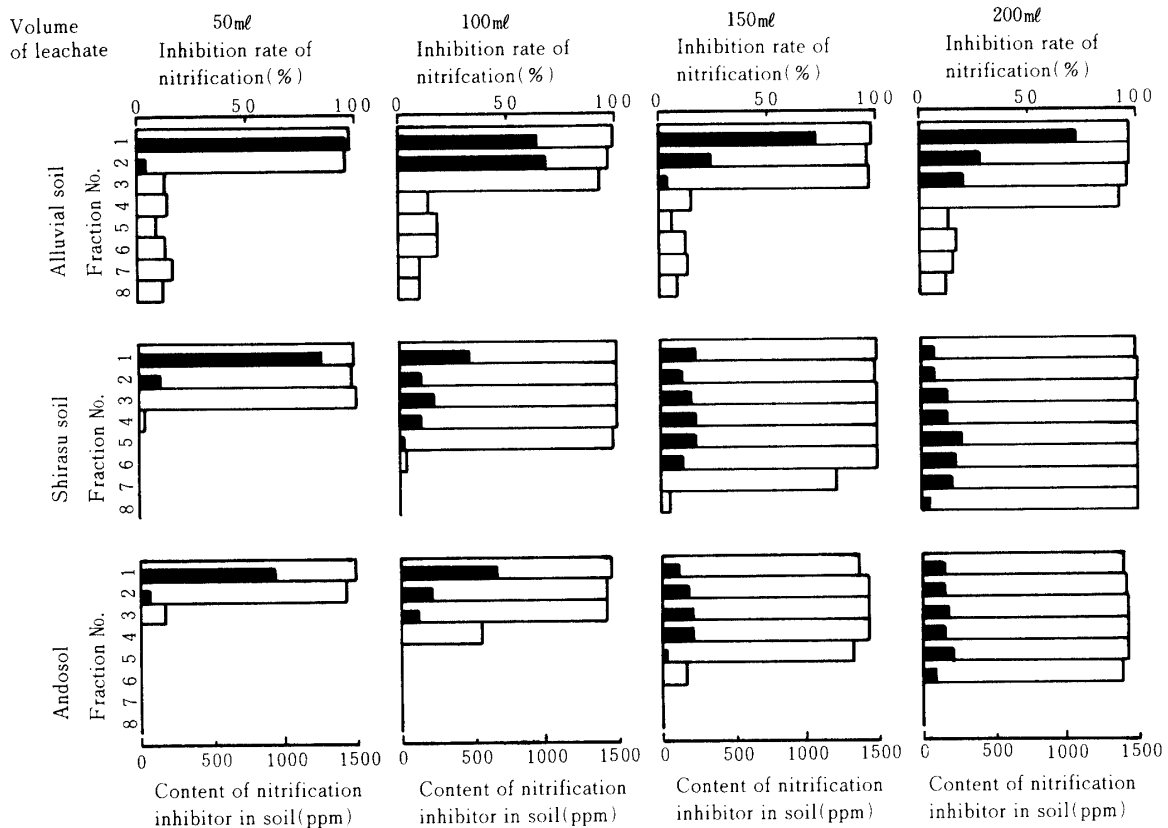


Fig. 4. Distribution of AM in soil columns.

□, Inhibition rate of nitrification ; ■, Content of nitrification inhibitor in soil

それより下方のフラクシオンでは検出されなかった。流出水量100 ml の場合は、硝化抑制率はNo. 1～3で高かったが、AM含有量はNo. 1および2ではほぼ同じ値を示し、No. 3以下のフラクシオンでは検出されなかった。流出水量150 ml の場合は、No. 1～3の硝化抑制率が高かったが、AM含有量はNo. 1が最も大きく、No. 2はこれに比して著しく小さく、No. 3はそれよりさらに小さかった。流出水量200 ml の場合は、硝化抑制率はNo. 1～4で高い値を示したが、AM含有量はNo. 1が最も大きく、No. 2はNo. 1の半分以下であり、No. 3はそれよりさらに小さく、No. 4以下のフラクシオンではAMは検出されなかった。

4. DCS

各フラクシオンにおけるDCSの硝化抑制効果はFig. 5に示すとおりである。まず黒ボク土についてみると、流出水量50 ml および100 ml の場合はNo. 1の硝化抑制率が高く、No. 2以下のフラクシオンではいずれもほとんど硝化抑制効果を示さなかった。流出水量150 ml の場合はNo. 1の硝化抑制率が著しく高く、No. 2も明らかに硝化抑制効果を示したが、それより

下方のフラクシオンでは抑制効果は認められなかった。流出水量200 ml の場合はNo. 1および2で高い硝化抑制率を示したが、No. 3以下のフラクシオンでは硝化抑制効果はみられなかった。

次にシラス土についてみると、流出水量50 ml の場合はNo. 1～3で硝化抑制率が高かったが、それより下方のフラクシオンでは硝化抑制効果がみられなかった。流出水量100 ml の場合はNo. 1～4の硝化抑制率が著しく高く、No. 5も明らかに硝化抑制効果を示したが、No. 6以下のフラクシオンでは抑制効果がみられなかった。流出水量150 ml の場合はNo. 1～6で高い硝化抑制率を示し、No. 7にも硝化抑制効果がみられたが、No. 8では抑制効果は認められなかった。流出水量200 ml の場合はNo. 1～7で硝化抑制率が高く、No. 8はそれよりわずかに低かった。

沖積土についてみると、流出水量50 ml の場合はNo. 1および2、流出水量100 ml の場合はNo. 1～3で硝化抑制率が高かった。流出水量150 ml および200 ml の場合はNo. 1～4で高い硝化抑制率を示し、No. 5でも明らかに硝化抑制効果が認められた。なお、各区と

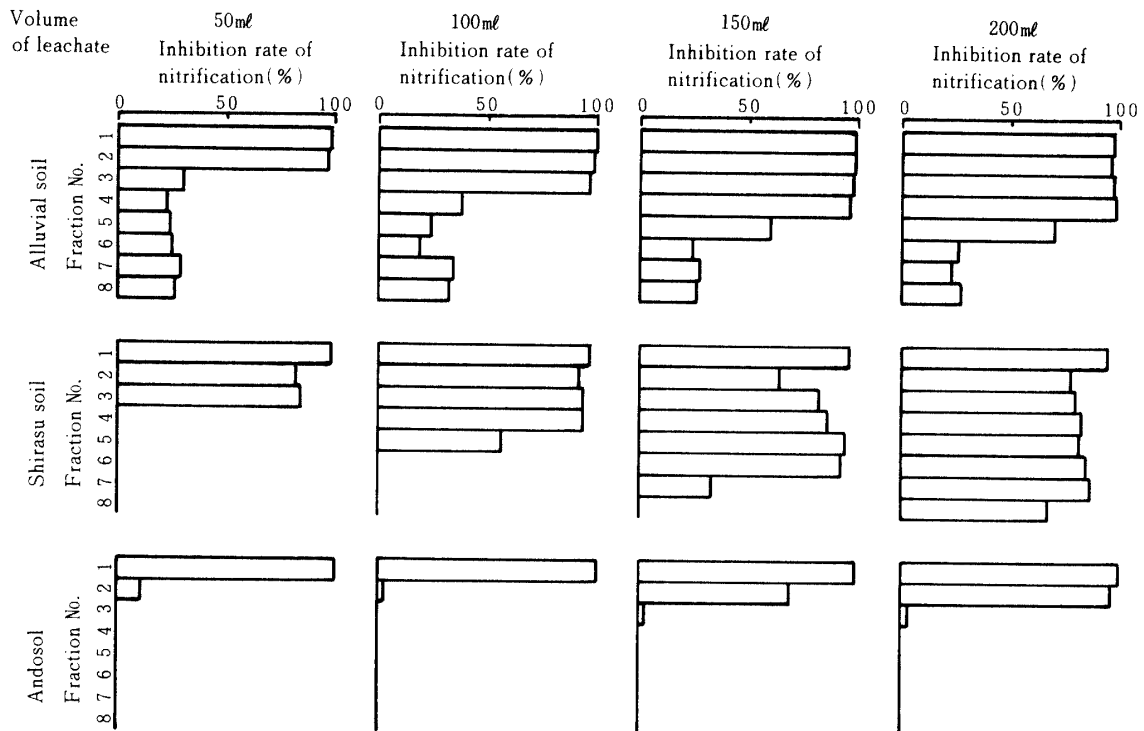


Fig. 5. Distribution of DCS in soil columns.

も高い硝化抑制効果のみられないフラクションにおいて、インキュベーション後の土壌中にアンモニアが残存した。

考 察

一般に硝酸化成抑制剤の土壌中における動きには縦の方向と横の方向が考えられるが、本研究では土壌カラムを用い、水の流下に伴う硝酸化成抑制剤の下方への移動について検討した。土壌中における硝酸化成抑制剤の動きは、農薬の場合と同じように薬品の溶解度、土壌への吸着性、土壌の種類、浸透水の量などにより影響を受けるものと思われる。本実験では有機物含量、粘土鉱物の種類および含有量などを異にする3種類の土壌、すなわち黒ボク土、シラス土および沖積土を用いた。これらの土壌の理化学性は Table 2 のとおりである。また、本実験では土壌カラムを流下する水の量を50, 100, 150および200 ml の4段階としたが、これを降水量に換算すると、それぞれ71, 142, 212および283mmになる。流速については各区とも1時間当たり50 ml になるように調整したが、粘土含量の多い沖積土では流速がこの値より小さくなり、所定量の流出水を得るのに他の土壌に比して時間を要した。

硝酸化成抑制剤の土壌中における含有量を測定する

方法として、本実験では微生物的方法と化学的方法を併用した。両測定法の得失について考えてみると、微生物的測定法は硝化菌に対する硝酸化成抑制剤の作用力をみるので、どの薬品についても同一の方法で測定できる利点があるが、薬品濃度と硝化抑制率との間に高い相関がなければならないという条件がある。一方、化学的測定法は、土壌中における硝酸化成抑制剤の含有量を直接知ることができるという利点があるが、抽出方法や測定方法が薬品の種類によって異なるわずらわしさがある。微生物的測定法については、硝酸化成抑制剤の効果が土壌中における硝化菌の菌数および活性、土壌条件、培養時間、培養温度などによって異なることが知られている^{20, 21, 24}。硝化菌の好適生育条件については多くの報告があり^{1, 22}、一般に pH 6~9、土壌水分は最大容水量の50~60%、温度は25~35℃とされている。本実験では培養試験開始時の土壌の硝化菌数をできるだけ一定にするため、インキュベーションに先立ち各フラスコの土壌に硝化菌富化土壌を添加した。硝化菌富化土壌の添加割合および培養期間については予備実験により検討したが、その結果を示すと Fig. 6 のとおりである。この図から明らかなように、土壌10.0 g に硝化菌富化土壌1.0 g を加え、10日間インキュベーションを行うことにより、土壌に加えたア

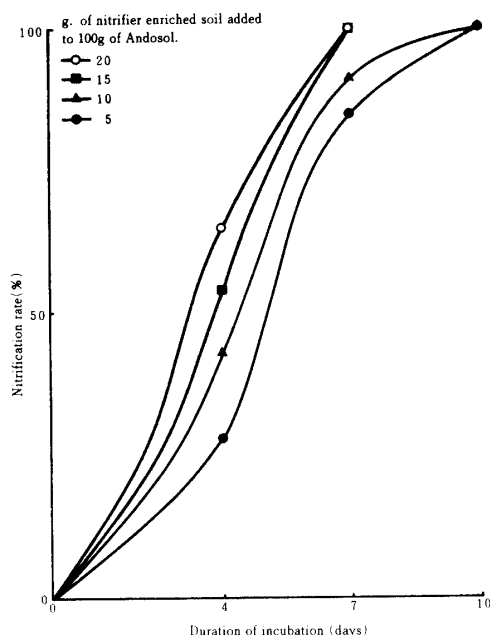


Fig. 6. Effect of nitrifier enriched soil addition on the nitrification of Andosol.
pH(KCl), 6.8 ; N(urea) added, 20mg/100g soil ; Temperature, 30°C.

モニアは完全に硝化した。なお、ここでは黒ボク土の場合を示したが、他の2種類の土壌についてもほぼ同様の結果が得られたので、本実験における培養条件を次のように設定した。窒素濃度，乾土当たり200 ppm；硝化菌富化土壌添加量，試料土壌量の10分の1；pH(KCl)，6.8；土壌水分，最大容水量の60%；培養温度，30°C；培養期間，10日。

化学的測定法の場合は薬品の土壌からの抽出法，共存イオンや有機物の影響，回収率などに問題があり，ほぼ満足な成績が得られたのはDdとAMであった。しかし，これらの薬品の回収率をみると，Ddでは黒ボク土82.5%，シラス土83.0%，沖積土68.8%，平均78.1%，AMでは黒ボク土52.5%，シラス土89.5%，沖積土84.0%，平均75.3%であり，とくに黒ボク土におけるAMの回収率が低かった。土壌中における硝酸化成抑制剤の化学的測定法については今後さらに検討する必要がある。

次に硝酸化成抑制剤の土壌中における移動速度と土壌の種類との関係についてみると，Fig. 2~5から明らかかなように，本実験に用いた硝酸化成抑制剤はいずれもシラス土における移動速度が黒ボク土および沖積土に比して大きかった。浪岡ら¹⁸⁾はDCSについて検討し，DCSの吸着量は黒ボク土が他の土壌に比して大きいことを明らかにし，その吸着位置はアロフェン

質粘土か有機質部分にあると推定した。農薬については，その土壌中における移動速度は粘土や有機物含量，CECなどの増加とともに減少することが知られている^{3,4,6,7,9,12,15,17,19,30)}。本実験に用いた土壌についてみると，Table 2にみられるようにシラス土は黒ボク土および沖積土に比して有機物含有量が少なく，CECが小さい。また，粘土鉱物もアロフェン(黒ボク土)やモンモリロナイト(沖積土)に比して吸着能の低いハロイサイトを主としており，これらの違いが硝酸化成抑制剤の移動速度に差異を生じたものと考えられる。なお，沖積土について，硝酸化成抑制剤が含まれないと思われるフラクションにおいて，土壌に加えた窒素の一部がインキュベーション後にアンモニア態として検出された。これは本実験の培養条件では土壌に添加した窒素の硝化が培養期間中に完了しなかったためと考えられる。一般にこのような研究を行う場合には，土壌に加えた窒素がインキュベーションにより完全に硝化されるような培養条件で検討することが必要であると思われる。

土壌中における硝酸化成抑制剤の移動性についてみると，DdおよびTuはAMおよびDCSに比して移動速度が大きかった。農薬については土壌中における移動速度と薬品の溶解度の間に関係のあることが報告されている^{2-4,9,10,13,14,30)}。本実験に用いた硝酸化成抑制剤の溶解度は，Table 1に示したようにDdおよびTuがAMおよびDCSに比して著しく大きい。比較的溶解度の大きいDdとTuについてみると，黒ボク土およびシラス土では流出水量の増加に伴う下方への移動速度は両薬品ともほぼ同じであったが，沖積土ではDdが狭い範囲のフラクションに分布しながら移動したのに対して，Tuは流出水量の増加とともに分布するフラクションの範囲が大きくなった。前述のように沖積土では水の浸透速度が小さく，Ddより溶解度の大きいTuでは浸透水量の増加に伴い下方への移動とともに上・下方への拡散が増加したものと考えられる。AMとDCSについて移動性を比較すると，AMは黒ボク土が沖積土に比して移動速度が大きかったが，DCSは逆に沖積土における移動速度が黒ボク土より大きかった。その理由については明らかでない。土壌中で水とともに移動しやすい硝酸化成抑制剤は，これを窒素肥料に混入して土壌に添加しても，土壌内の水の移動に伴って土壌中におけるアンモニアと硝酸化成抑制剤の分布位置が離れ，硝酸化成抑制剤の効力が十分発揮されなくなるおそれがある。

次に微生物的測定法と化学的測定法について比較し

たい。本実験において、化学的測定法では土壌カラム中の薬品含有量のピークの位置が明らかであったが、微生物的測定法では土壌カラムの広い範囲で高い硝化抑制効果を示した。そのため微生物的測定法では土壌カラム中における薬品の局在部位を知ることが困難であった。硝酸化成抑制剤は土壌中にある量以上含まれると、ほとんど完全に硝化作用を抑制する。このことからみると、本実験における硝酸化成抑制剤の添加量は微生物的方法で測定するには多過ぎたものと思われる。一方、AM についての実験によると、化学的測定法で硝酸化成抑制剤が検出されなかったフラクションにおいて、微生物的測定法では高い硝化抑制効果を示す場合があった。このことは微生物的測定法が化学的測定法よりも少量の硝酸化成抑制剤を検出しようことを示すものであり、微生物的測定法の有利な点の一つであると思われる。

各フラクションの土壌の硝酸化成抑制剤の濃度と硝化抑制率との関係についてみると Fig. 7 のとおりである。この図は化学的定量ができた Dd および AM について示したものである。まず Dd についてみると、シラス土では硝酸化成抑制剤の濃度と硝化抑制率との間に正の相関がみられた。しかし、黒ボク土では低濃度における硝化抑制率の変異が大きく、沖積土ではフラクション中の Dd 濃度が硝化抑制率の低い低濃度と、

著しく高い硝化抑制率を示す濃度に分かれたため、いずれも硝酸化成抑制剤の濃度と硝化抑制率との関係を明らかにすることはできなかった。AM については、いずれの土壌においても化学的方法により検出された薬品濃度では硝化抑制率が著しく高かったため、両者の関係を知ることはできなかった。これは前述のように化学的測定法による土壌中薬品の回収率が低かったことや微生物的測定法における AM 添加量の過多などによるものと考えられる。したがって土壌中における硝酸化成抑制剤の濃度と硝化抑制率との関係を明らかにするには、薬品の濃度に対応して硝化抑制率が変化するような濃度範囲で検討すること、および土壌からの薬品回収率の向上をはかることが必要であると思われる。

AM および DCS について、流出水量の増加に伴い高い硝化抑制率を示すフラクションが下方に拡がった。これは比較的難溶性の AM および DCS が少量ずつ溶解して浸透水とともに順次下方へ移動し、上部にはなお硝化作用を抑制するのに十分な量の薬品が残存したためと考えられる。したがって微生物的測定法によって硝酸化成抑制剤の土壌中における移動の様相を明らかにするには、本実験に用いた量よりもさらに少ない量で検討することが必要であると思われる。

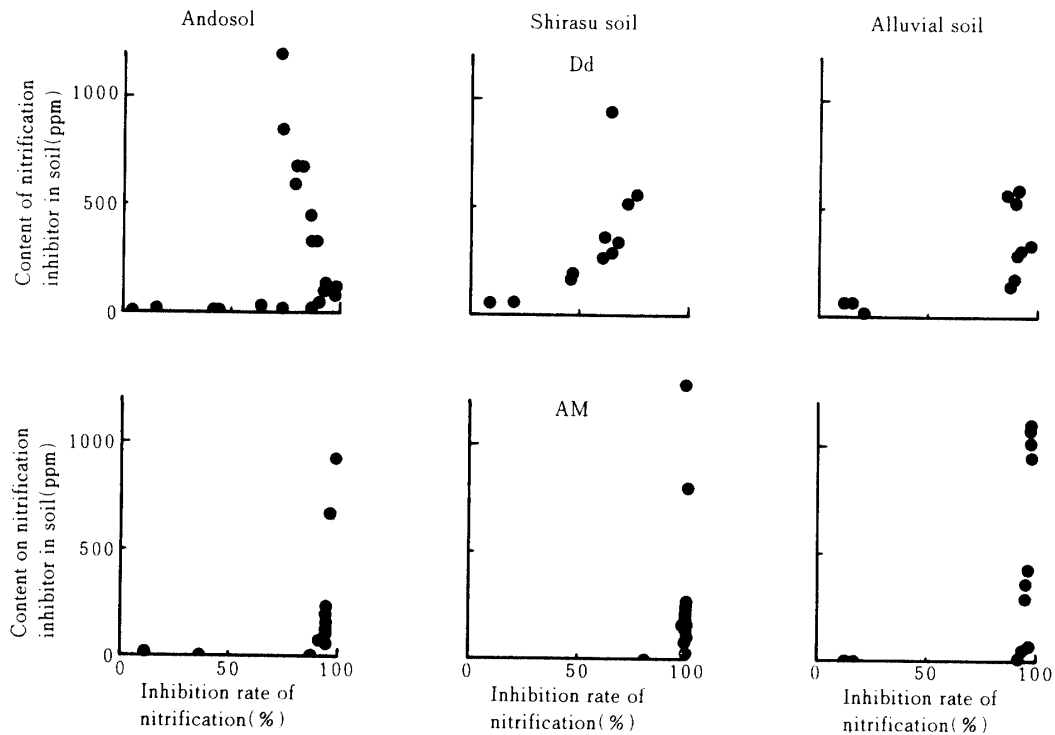


Fig. 7. Correlation between the inhibition rate of nitrification and the content of nitrification-inhibitors in soils.

要 約

硝酸化成抑制剤の土壤中における行動を明らかにするため、粘土鉱物の種類、有機物含有量、CECなどを異にする3種類の土壌を用いて土壌カラムを作り、浸透水による薬品の下方への移動を微生物的測定法および化学的測定法により検討した。得られた結果は次のとおりである。

1. 実験に用いた4種類の硝酸化成抑制剤(Dd, Tu, AM, DCS)の土壤中における移動速度はシラス土壌が他の土壌に比して大きかった。
2. 比較的溶解度の大きいDdおよびTuは溶解度の小さいAMおよびDCSに比して土壌中における移動速度が大きかった。
3. 化学的測定法により硝酸化成抑制剤の含有量の大きかったフラクションでは微生物的測定法による硝化抑制率も高かった。しかし、化学的測定法で硝酸化成抑制剤が検出されなかったフラクションで硝化抑制効果の認められる場合があった。
4. 微生物的測定法による硝化抑制率のピークの中は化学的測定法による薬品含有量のピークの中に比して大きかった。
5. Ddについては、シラス土壌において化学的測定法による土壌中含有量と微生物的測定法による硝化抑制率との間に正の相関がみられたが、黒ボク土および沖積土では相関はみられなかった。AMについては、いずれの土壌においても土壌中含有量と硝化抑制率との間に相関はみられなかった。

文 献

- 1) 有馬 啓・浅野浩司：硝化細菌について I. 発酵協会誌, **20**, 381-404 (1962)
- 2) Ashton, F. M. : Movement of herbicides in soil with simulated furrow irrigation. *Weed*, **9**, 612-619 (1961)
- 3) Chang, S. S. : Adsorption and mobility of linuron and simazine in soil. *J. Agric. Assoc. China*, **CI**, 81-88 (1978)
- 4) Felsot, A. and Wilson, J. : Adsorption of carbofuran and movement on soil thin layers. *Bull. Environ. Contam. and Toxic.*, **24**, 778-782 (1980)
- 5) Goring, C. A. I. : Control of nitrification by 2-chloro-6-(trichloromethyl) pyridine. *Soil Sci.*, **93**, 211-218 (1962)
- 6) Grey, R. A. and Weierich, A. J. : Behaviour and persistence of thiocarbamate herbicides in soils under different environmental conditions. *Proc. 9th br. Weed Control Conf.*, **1**, 94-101 (1968)
- 7) Grover, R. : Movement of piclorum in soil columns. *Canad. J. Soil Sci.*, **53**, 307-314 (1973)
- 8) Guenzi, W. D. and Beard, W. E. : Movement and persistence of DDT and lindane in soil columns. *Proc. Soil Sci. Soc. Am.*, **31**, 644-647 (1967)
- 9) Harris, C. I. : Movement of herbicides in soil. *Weed*, **15**, 214-216 (1967)
- 10) Harris, C. I. : Movement of pesticides in soil. *J. Agric. Food Chem.*, **17**, 80-82 (1969)
- 11) 橋田茂和：ハウス内における蔬菜の酸性ガス障害と予防法. 農及園. **38**, 1557-1560 (1963)
- 12) Helling, C. S. : Pesticide mobility in soil. III. Influence of soil properties. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, **35**, 743-748 (1971)
- 13) Ivey, M. J. and Andrews, H. : Leaching of simazine, atrazine, diuron, and DCPA in soil columns. *Proc. 8th. Control Conf.*, **18**, 670-684 (1965)
- 14) 近内誠登・竹内安智・竹松哲夫：林業用除草剤の土壌中における残留および移動に関する基礎的研究. 宇都宮大農学術報告, **9**, 95-112 (1974)
- 15) La Fleur, K. S. : Prometryne desorption and movement in soil columns. *Soil Sci.*, **121**, 9-15 (1976)
- 16) Lindstrom, F. C., Haque, R., Freed, V. H., et al. : The movement of some herbicides in soils. Linear diffusion and convection of chemicals in soils. *Envir. Sci. Technol.*, **1**, 561-565 (1967)
- 17) Murray, D. S., Santelmann, P. W. and Davidson, J. M. : Comparative adsorption, desorption, and mobility of dipropetryn and prometryn in soil. *J. Agric. Food Chem.*, **23**, 578-582 (1975)
- 18) 浪岡日左雄・大塩裕陸：硝酸化成抑制剤(DCS)の土壌中での行動ならびに効果発現機構. 硝酸化成抑制剤(DCS)とその応用(第3報). 土肥誌, **47**, 114-121 (1976)
- 19) Nethery, A. A. : Movement and distribution of NIA 23486 in various soil types. *Proc. Northeastern Weed Sci. Soc.*, **28**, 133-139 (1978)
- 20) 西原典則：土壌の硝酸化成抑制剤の検索とその利用に関する研究. 鹿大農学術報告, No. **12**, 107-158 (1962)
- 21) 西原典則：硝酸化成抑制剤について. 土と微生物, **7**, 28-40 (1965)
- 22) 岡田要之助：土壌微生物概論. p 107-114, 養賢堂, 東京 (1932)
- 23) Rudert, B. O. and Locascio, S. J. : Differential mobility of nitrapyrin and ammonium in a sandy soil and its effect on nitrapyrin efficiency. *Agron. J.*, **71**, 487-489 (1979)
- 24) 三幣正巳：硝酸化成抑制剤に関する研究(I). 農技研報, **B 23**, 79-145 (1972)
- 25) Starr, R. I. and Cunningham, D. J. : Leaching and degradation of 4-aminopyridine-¹⁴C in several soil systems. *Arch. Envir. Contam. Toxic.*, **3**, 72-83 (1975)
- 26) 高橋 剛：硝酸化成抑制剤 AM について. 硫安技術, **20**, 2-28 (1967)
- 27) 滝本雅詳・沢田 昌：グアニジン, ジシアンジアミド, ビグアニドの比色定量法の検討. 工化誌, **63**, 799-803 (1960)
- 28) 渡辺正夫編集：昭和61年版 肥料年鑑. p 276-279, 肥料協会新聞部, 東京 (1986)
- 29) Weber, J. B. and Whitacre, D. M. : Mobility of her-

- bicides in soil columns under saturated-and unsaturated-flow conditions. *Weed Sci.*, **30**, 579-584 (1982)
- 30) Wu, C. H., Buehring, N., Davidson, J. M. and Santelmann, P. W. : Napropamide adsorption, desorption, and movement in soils. *Weed Sci.*, **23**, 454 - 457 (1975)

Summary

Using soil columns a study was carried out on the vertical movements of the four nitrification-inhibitors (Dd, Tu, AM and DCS) in various soils.

In Table 1 are listed the chemicals used in this study. And in this study, three sorts of soil with different clay types, organic matter contents and CEC (Table 2) were used, and four different volumes of demineralized water (50, 100, 150 and 200ml, respectively) were leached through the soil columns. The distributions of these nitrification-inhibitors in the soil columns were determined by the methods of microbiological bioassay and chemical analysis. The results obtained were as follows :

1. Through the whole chemicals the greatest mobility was noted in the Shirasu soil (derived from pyroclastic flow) with the lowest organic matter contents and CEC.
2. The mobilities of Dd and Tu in the soils were larger than those of AM and DCS ; Dd and Tu were more soluble in water than AM and DCS.
3. In the fraction in which larger chemical contents were noted by chemical analysis, the inhibition-rate of nitrification fixed by microbiological bioassay was also high, but in some of the fractions in which no chemicals were to be determined by chemical analysis of the soil, the nitrification was inhibited.
4. The soil fraction of the highest nitrification-inhibition rate fixed by microbiological bioassay was broader than that of the largest containing rate of nitrification-inhibitor by chemical analysis.
5. Concerning Dd, a direct relationship was noted between the nitrification-inhibition rate fixed by microbiological bioassay and the contents of nitrification-inhibitor in the Shirasu soil, but not in any other soils.

Concerning AM, in any of the soils no relationship was observed between the nitrification-inhibition rate and the contents of nitrification-inhibitor.