

# 山梨県勝沼地方におけるブドウ園土壌の蓄積銅の実態について

誌名	日本土壌肥料学雑誌 = Journal of the science of soil and manure, Japan
ISSN	00290610
著者	日向, 進
巻/号	52巻4号
掲載ページ	p. 347-355
発行年月	1981年8月

## 山梨県勝沼地方におけるブドウ園土壌の蓄積銅の実態について\*

日 向 進\*\*

キーワード ブドウ樹, 土壌の種類, 銅濃度, 形態

本県におけるブドウの本格的栽培は 1910 年以降であり, 多くの栽培品種のなかでも甲州種が最も古く今日まで 70 有余年の栽培歴を有している<sup>1)</sup>。欧州系の甲州種はわが国の温暖多湿の気象条件下においては罹病率が高く<sup>1,2)</sup>, その予防に殺菌剤として石灰ボルドー液が古くから使用され今日に及んでいる。ブドウへのボルドー液散布量は品種によって異なるが, 甲州種については一般栽培慣行からみてその使用量は年間 10 a 当たり 2000 l に達し, それに含有される銅量は 3.0 kg になり, 土壌銅濃度を高める要因となっている。そして今後ボルドー液に代替される農薬の開発がされない限り, 土壌の蓄積銅は増加の一途をたどるものと考えられる。

果樹園における蓄積銅に関する実態調査は大杉ら<sup>3)</sup>, 三井ら<sup>4)</sup> などにより実施され, 三井らは, 果樹園への長年の銅薬剤散布による銅集積が銅鉍毒地帯に匹敵することを指摘し, また最近では青葉ら<sup>5,6)</sup> により果樹園の重金属汚染実態が明らかにされている。農作物に対する銅の影響に関する研究は, 足尾銅山の鉍山廃水による農業被害に対し, 主として水稻およびコムギを対象に銅過剰の有害性, 害作用の機作およびその対策について明らかにされてきた<sup>7)</sup>。また果樹に対する蓄積銅の影響について長井ら<sup>8)</sup> は, 土壌中の可溶性銅含量と梨葉黄化症の強度との間に密接な関係のあることを指摘し, 樽谷<sup>9)</sup> はブドウの葉脈黄変による早期落葉が土壌の過湿によって溶出される銅が原因であることを明らかにしている。

本県においては現在まで銅に起因すると思われる障害の発生は明らかでないが, 銅高濃度蓄積土壌において改植されたブドウ幼木や, 土壌条件によっては成木にも蓄積銅の何らかの影響を受けている可能性があると思定される。そこで, ブドウの幼木に対する土壌銅濃度の影響について銅施用試験を実施し, 一方ブドウの古い産地である勝沼地方において最もボルドー液使用量の多い甲州

種のブドウ園を対象に栽培管理および生育状況等の実態調査をするとともに, 土壌および作物体中の銅濃度, 土壌中での銅の形態, 行動および生育に及ぼす影響とその対策等について検討を行なった。本報告では銅施用試験とともに現地実態調査および分析結果等について報告する。

## 1. 銅施用試験および実態調査方法

## 1) 銅施用試験方法

1/2000 a ポットに沖積土(砂質)および火山灰土(粘質)を充てんし, それぞれに銅濃度が 50 ppm, 100 ppm, 200 ppm, 300 ppm および 400 ppm になるよう硫酸銅粉末を添加混合, 施肥し, 2 年生甲州種の接木苗(台木 3309)をポット当たり 1 本植付け, 5 月~10 月まで 6 カ月間慣行により栽培, 3 連で行なった。またポットの水管理は降雨やかん水によって流去水のないよう注意した。

## 2) 実態調査方法

甲州種ブドウの産地である勝沼地方の沖積土, 洪積土および火山灰土等土壌の種類別に, 開園後の経過年数を異にする 64 園を選定し各園について, 栽培管理, 生育収量等のききとり調査および土壌断面調査を実施し, 作物, 土壌等分析試料の採取を行なった。

## 3) 分析方法

## (1) 各形態別銅の分析

風乾細土について各形態別銅の分析を行なったが, その方法は次のとおりである。

①過塩素酸可溶銅<sup>10)</sup>(全銅): 土壌 5 g に 60% 過塩素酸 20 ml と濃硫酸 1 ml および濃硝酸 5 ml を加え 3 時間加熱分解後, 1N 塩酸と熱水で洗浄しろ液を原子吸光分析に供した。

②塩酸可溶銅<sup>10)</sup>(希酸可溶態): 土壌 5 g に 0.1N 塩酸 25 ml を加え 1 時間振とう, ろ液を原子吸光分析に供した。

③EDTA 可溶銅<sup>8,11)</sup>(キレート態): 土壌 5 g に 1% エチレンジアミン四酢酸二ナトリウム(EDTA) 溶液 20 ml を加え, 2 時間振とう遠心分離し上澄液を湿式分解後, 0.1N 塩酸で溶解, 原子吸光分析に供した。

④ピロリン酸ナトリウム可溶銅<sup>12)</sup>(有機態): 土壌 5 g に 0.2 M ピロリン酸ナトリウム溶液(pH 7.0) 25 ml を

\* 農薬による土壌蓄積銅とブドウの生育に関する研究(第 1 報)  
本報告の一部は昭和 49 年度日本土壌肥料学会で発表した。

\*\* 山梨県農業技術研究所(407-01 山梨県北巨摩郡双葉町下今井 1100)  
昭和 56 年 2 月 6 日受理  
日本土壌肥料学雑誌 第 52 巻 第 4 号 p. 347~355(1981)

加え 1 時間振とう, ろ液を原子吸光分析に供した.

⑤水酸化ナトリウム可溶銅<sup>13)</sup>: 土壌 5 g に 0.5% 水酸化ナトリウム溶液 100 ml を加え 30 分間加熱後遠心分離し, 上澄液を湿式分解後 0.1N 塩酸に溶解, 原子吸光分析に供した.

⑥酢酸アンモニウム (pH 7.0) 可溶銅<sup>14)</sup> (置換態): 土壌 5 g に 1N 酢酸アンモニウム溶液 (pH 4.5) 100 ml を加え 1 時間振とう, ろ液を原子吸光分析に供した.

⑦酢酸アンモニウム (pH 4.5) 可溶銅<sup>14)</sup>: 土壌 5 g に 1N 酢酸アンモニウム溶液 (pH 7.0) 100 ml を加え 1 時間振とう, ろ液を原子吸光分析に供した.

⑧塩化マグネシウム可溶銅<sup>12)</sup>: 土壌 5 g に 2N 塩化マグネシウム溶液 50 ml を加え 1 時間振とう, ろ液を原子吸光分析に供した.

⑨水溶性銅: 土壌 5 g に脱イオン水 20 ml を加え 1 時間振とう, ろ液を原子吸光分析に供した.

なお一般理化学性の測定は常法に準じ, 作物体については必要に応じて中性洗剤, 酢酸水および脱イオン水で洗浄後, 風乾, 灰化し塩酸で溶解, ろ液を原子吸光分析に供した.

## (2) 根の活性分析

①TTC 還元量<sup>15)</sup>: 水洗したブドウ細根 1 g を 50 ml 容試験管にとり 100 ppm, 2, 3, 5-triphenyl-tetrazolium chloride (TTC) 溶液 10 ml を加え 30°C で 5 時間放置後, 2N 硫酸 2 ml を加え反応を停止し, 根を乳鉢に入れ少量の酢酸エチルで triphenyl-formazan (TPF) を磨碎抽出する. この操作を 3 回繰り返して抽出液を合せこの液を酢酸エチルで定容し, 遠心分離後上澄液を分光光度計で比色定量した.

②ワールブルグ検圧装置による呼吸量: 水洗したブドウ細根 1 g を検圧計容器の主室に採り, 副室には 1N

水酸化カリウム 1 ml を入れ, まわりにろ紙壁をつくりマノメーターに取りつけ密栓し, ワールブルグ検圧装置により恒温槽につけながら振とうして, 15 分ごとにガス量の変化を調べ 1 時間後の値を測定して比較定量した.

## 2. 試験結果

### 1) 銅施用試験

土壌中の銅濃度がブドウ幼木の生育に及ぼす影響について, 既往の調査結果から最高濃度を 400 ppm に設定し土壌の種類別に各濃度による生育状況を検討した. 供試土壌の理化学性は第 1 表, 植付初年目における樹体生育調査結果は第 2 表のとおりである.

沖積土における銅濃度と生育との関係を新梢伸長量で見ると, 銅 50 ppm では伸長量の増加がみられるが, 100 ppm 以上でその濃度が高まるに従って減少し, 地上部, 地下部の樹体重においても同様に減少傾向を示した. 火山灰土では植付後の数ヶ月は沖積土と同様に生育抑制傾向を示したが, 生育の進行とともに回復がみられ, 落葉期の樹体重では, 銅 400 ppm 以外の各処理区間に明らかな生育差は認められなかった. 両土壌における生育状況の比較で火山灰土は全般に生育が旺盛で沖積土の T/R が平均 1.22 に対し, 平均 1.76 の値を示し, とくに地上部の生育が優る傾向であった. また根系の観察結果でも沖積土は土壌中銅濃度の高まりとともに細根量は減少し, 黒変した枯死根の割合の増加がみられたが,

第 1 表 供試土壌の理化学性

土壌の種類	pH		腐植 (%)	塩基置換 容 (me)	容積重 (g)	土性
	H <sub>2</sub> O	KCl				
沖 積 土	7.6	7.6	0.6	3.6	137	S
火 山 灰 土	5.9	5.2	1.1	35.7	88	CL

第 2 表 ブドウ幼木の時期別樹体生長量

土 壌 の 種 類	処 理	新 梢 伸 長 量 (cm)			落 葉 期 樹 体 重 (g)		T/R
		7月10日	8月9日	10月1日	地上部 (T)	地下部 (R)	
沖 積 土	対 照	127	160	204	164	160	1.03
	Cu 50 ppm	135	173	225	196	120	1.63
	Cu 100 ppm	92	120	148	160	142	1.13
	Cu 200 ppm	54	97	122	154	131	1.18
	Cu 300 ppm	56	119	131	147	140	1.05
	Cu 400 ppm	79	113	148	137	105	1.31
火 山 灰 土	対 照	139	190	255	290	162	1.79
	Cu 50 ppm	117	217	284	319	159	2.01
	Cu 100 ppm	117	201	262	270	162	1.67
	Cu 200 ppm	104	221	297	276	145	1.90
	Cu 300 ppm	95	195	275	260	144	1.81
	Cu 400 ppm	105	196	234	230	164	1.40

第3表 新鮮根の活性および根、葉中銅濃度

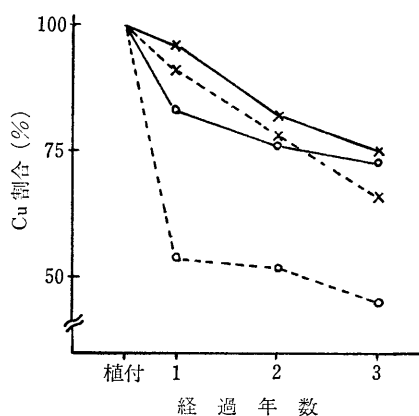
土壌の種類	処 理	根 の 活 性				銅 濃 度 (ppm)		
		TTC 還元量 (μg)		酸素吸収量 (μl)		根		葉
		1 g 当たり	1 樹当たり	1 g 当たり	1 樹当たり	細 根	側 根	
沖 積 土	対 照	250	40,000	15.2	2,430	86.2	26.5	10.2
	Cu 50 ppm	296	35,520	15.1	1,812	179.0	65.3	9.1
	Cu 100 ppm	242	34,364	14.4	2,037	277.6	94.4	9.4
	Cu 200 ppm	292	38,252	19.7	2,578	383.6	194.7	10.9
	Cu 300 ppm	326	45,640	18.5	2,588	610.0	377.8	9.6
	Cu 400 ppm	148	15,540	14.1	1,480	890.0	440.0	11.0
火 山 灰 土	対 照	238	38,556	18.4	2,980	57.2	23.7	6.8
	Cu 50 ppm	372	59,148	20.8	3,310	109.4	41.1	14.4
	Cu 100 ppm	212	34,344	19.7	3,197	204.9	74.3	6.8
	Cu 200 ppm	208	30,160	15.9	2,308	395.5	108.0	8.3
	Cu 300 ppm	218	31,392	15.6	2,243	440.0	113.6	12.6
	Cu 400 ppm	158	25,912	10.5	1,717	615.0	233.8	9.7

火山灰土では細根量が多く枯死根の割合も少ない傾向を示した。しかし、両土壌とも銅 400 ppm では細根量のほぼ 70% 以上が枯死し銅の影響が顕著にみられた。

作物体が正常な物質代謝を営むためには、多くの酸化還元酵素が共転して働き正常な作用を行なうことが必要であり、銅がこれらの作用を阻害していることも想定されるので、TTC 還元量および呼吸量によって新鮮根の活性を測定し、銅の根系への影響を検討した。その結果は第3表のとおりである。

土壌の種類による TTC 還元量および呼吸量に明らかな相違はみられないが、両土壌とも銅 400 ppm では根活性が低下し銅の影響がみられた。しかし、それ以下の濃度では各処理区間差に一定の傾向がみられなかった。葉中銅濃度は各処理区とも 7~13 ppm の範囲で、土壌の種類および土壌銅濃度との関連はみられなかった。根系の銅濃度を部位別にみると、細根部の銅濃度が側根および主根部に比較して高く、根系全体に対する細根部の銅濃度割合は各処理区とも 70~80% を占めた。また沖積土における細根中銅濃度は土壌中全銅濃度の2.3~3.5倍(平均 2.9 倍)であり、火山灰土は 0.7~1.3 倍(平均 1.0 倍)で、いずれも土壌中全銅濃度に匹敵するか、あるいは、それ以上の濃度を示した。

土壌の種類別に土壌中銅濃度の経年変化をみると第1図に示したとおりで、沖積土は火山灰土に比較し全銅および希酸可溶態とも経年的な減少率が高く、とくに希酸可溶態の植付初年目の減少率は約 50% と高い値を示したが、それ以降の減少は緩慢に推移し3年後でも約 55% 程度の減少にとどまった。全銅についても同様な傾向を示し、初年目は約 20%、3年目約 30% の減少率で銅の経時的形態および量的変化は土壌の種類によって異なる



第1図 土壌中銅濃度の経年変化  
 ○—○ T-Cu } 沖積土  
 ○---○ 0.1 NHCl-Cu }  
 ×—× T-Cu } 火山灰土  
 ×---× 0.1 NHCl-Cu }

結果がみられた。

2) 現地実態調査

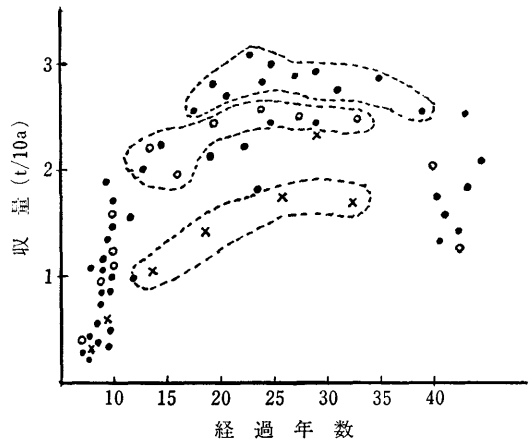
土壌中の銅濃度がブドウ幼木の生育に及ぼす影響について試験した結果、希酸可溶態銅濃度が 100 ppm 以上で何らかの生育阻害を受けることが明らかとなり、その程度は土壌の種類によって異なることがうかがわれた。したがって現地における生育阻害の有無および可能性を明らかにする目的で、生育収量等について実態調査をするとともに土壌および樹体中の銅濃度について分析を行った。

(1) 土壌の種類とブドウの収量

調査地域におけるブドウ園は標高 300~600 m, 南西面 3~6° の緩傾斜の扇状地に位置し、土壌は主として洪積

土(粘質~強粘質), 火山灰土(粘質)および沖積土(礫質~砂質)で, その分布割合は洪積土が 60% 以上で最も多く, 次いで沖積土 30%, 火山灰土 10% 程度を占めている。これらの土壤の一般的特徴は, 沖積土は表土の土性 S~L で下層には砂層または砂礫層が介在し, 有効土層は 30~50 cm 程度で浅く, 保肥力, 固定力は小さいが土層の塩基状態はよく, 自然肥沃度の高い土壤である。洪積土は表土の土性 CL~HC で, 下層にも密層または礫層が介在する場合が多く, 有効土層は 30~60 cm で浅い, 土層の塩基状態はよく自然肥沃度は高い土壤である。火山灰土は表土の土性 CL~LiC で有効土層は 1m 以上で深く保肥力, 固定力とも大, 土層の塩基状態は中程度で自然肥沃度はやや低い土壤である。洪積土および沖積土はほぼ 100% ブドウ園として利用されているが, 火山灰土でのブドウ栽培は比較的少なく, とくに甲州種の栽培が少ないことが特徴的である。これらの土壤の種類によるブドウの生育, 品質および収量は全般に洪積土で高く, 安定した収量が得られているが, 沖積土は一部に旱害および微量要素欠乏等による障害がみられている。また火山灰土は果実の着色障害や新梢の秋伸び現象等がみられ, 洪積土および沖積土に比較し, 品質, 収量とも不安定でブドウ栽培面積の少ない要因となっている。

土壤の種類別に開園後の経過年数と収量との関係を示すと第 2 図のとおりである。開園後の年数と樹齢とは必ずしも一致せず, 30 年以上の古い園では, すでに一部で改植され植付後 5~10 年の若木もみられた。一般に甲州種は植付後 10 年程度で成園となり, 以後 5~15 年にわたって最も高い収量が得られ, 30 年以上で経年的に漸減するといわれている<sup>2)</sup>。本調査結果においても開園後 5~10 年では全般に収量は低いが, 20 年以上でいず



第 2 図 開園後経過年数とブドウ収量

○, 沖積土; ●, 洪積土; ×, 火山灰土。

れも高く推移し, 30 年以上の老木園では低下の傾向を示すとともに, 土壤の種類による収量差が顕著にみられた。ブドウの生育, 品質および収量は同一地域内においても相当の差異がみられ, その要因は立地条件や樹齢, 栽培管理条件等によることは当然であるが, 土壤母材の違いによる影響が大きいように思われる。

(2) 調査園土壤中における形態別銅濃度

前記の試験の結果, 土壤の種類によって経時的に銅形態の変化がみられ, その濃度も異なった。したがって, 現地土壤において土壤の種類および開園後の経過年数による各種形態別濃度とその変化, あるいは各形態間および他の土壤成分との相互の関連性, さらに各形態の土壤中での行動およびブドウへの影響の相違等を明らかにする目的で, 各形態別に分析を行なった。なお銅の形態別定量については系統的な分析法が確立されていないので, 既往の報告を参考に各種抽出法<sup>9,10-14)</sup>を用いて行なった

第 4 表 土壤の種類による形態別銅濃度

(ppm)

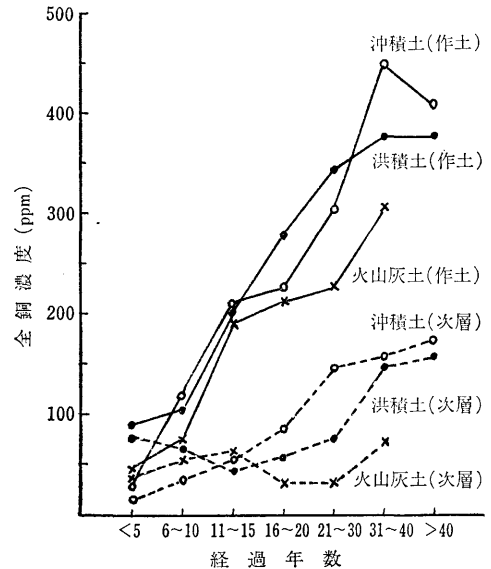
土壤の種類	層位	供試園数	全銅	水溶性銅	置換態銅	希酸可溶態銅	有機態銅	キレート態銅
沖積土	作土	13	202.5 (24.0~816.0)	0.9 (0.2~3.8)	10.2 (0.2~50.5)	70.6 (2.7~297.5)	109.8 (6.4~600.0)	121.4 (8.0~352.0)
	次層		63.3 (8.0~222.0)	—	4.3 (0.0~20.3)	44.9 (2.9~227.5)	31.8 (4.0~145.0)	—
洪積土	作土	44	285.0 (64.0~648.0)	0.7 (0.0~2.2)	12.7 (0.0~43.3)	114.0 (1.0~370.0)	161.0 (12.0~470.0)	224.0 (8.0~528.0)
	次層		105.5 (20.0~308.0)	—	2.2 (0.0~9.1)	32.9 (3.1~149.5)	42.8 (4.0~163.0)	—
火山灰土	作土	7	181.7 (72.0~320.0)	0.2 (0.0~0.7)	4.4 (0.4~14.9)	50.7 (5.5~130.0)	78.6 (20.0~163.0)	114.3 (24.0~228.0)
	次層		56 (30.0~108.0)	—	0.2 (0.0~0.4)	4.4 (1.0~11.0)	15.3 (7.0~25.0)	—

全銅, 60% 過塩素酸可溶; 置換態銅, pH 7.0 N 酢酸アンモニウム可溶; 希酸可溶態銅, 0.1 N 塩酸可溶; 有機態銅, 0.2 M ピロリン酸ナトリウム可溶; キレート態銅, 1% EDTA 可溶; ( ) , 最低~最高値。

結果は第4表のとおりである。

土壌の種類別に銅濃度をみると、いずれも作土層への蓄積が顕著に認められ、次層以下でその濃度は急激に低下している。すなわち、平均全銅濃度では洪積土が作土258 ppm、次層106 ppmで最も高く、次いで沖積土の作土203 ppm、次層63 ppmで、火山灰土は作土182 ppm、次層57 ppmで、農業として散布した銅は主として作土に蓄積し、その量は土壌の種類によって異なった。形態別銅濃度を全銅に対する割合でみると、各土壌ともキレート態が最も高く全銅の60~79%を占め、次いで有機態43~57%、希酸可溶態28~40%の順であり、置換態および水溶性銅は数%と低い割合であった。また土壌の種類別に各形態の分布割合をみると、洪積土および沖積土はほぼ同程度の割合を示したが、火山灰土は他に比較してキレート態以外はいずれも低く、とくに水溶性および置換態の割合が低い結果がみられ、土壌の種類によって形態別濃度と全銅に対する割合が異なる結果が得られた。

開園後の経過年数と形態別銅濃度について第5表、第3図および第4図に示した。各土壌とも作土および次層



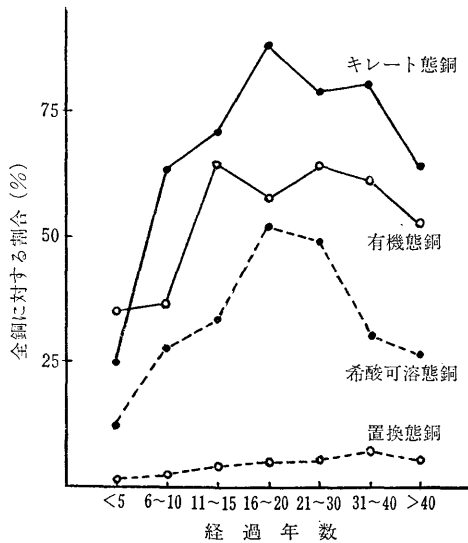
第3図 開園後の経過年数と土壌の種類別全銅濃度の変化  
注) 作土の深さ：沖積土12~17 cm、洪積土 10~14 cm、火山灰土 15~23 cm。

第5表 開園後の経過年数と形態別銅濃度

(ppm)

開園後の経過年数	供試園数	層位	全銅	水溶性銅	置換態銅	希酸可溶態銅	有機態銅	キレート態銅
<5	5	作土	53.5 (24.0~104.0)	0.1 (0.0~0.2)	0.5 (0.1~1.0)	6.5 (1.0~13.3)	18.5 (7.0~44.4)	13.3 (8.0~24.0)
		次層	49.6 (8.0~88.0)	—	0.3 (0.0~0.8)	4.1 (1.8~7.3)	8.8 (6.0~12.0)	—
6~10	20	作土	110.6 (48.0~331.0)	0.4 (0.2~1.1)	1.9 (0.2~23.1)	30.4 (1.0~261.0)	41.6 (6.4~163.0)	70.0 (8.0~248.0)
		次層	63.3 (16.0~129.0)	—	0.7 (0.0~8.2)	11.6 (1.0~103.5)	14.9 (4.0~66.0)	—
11~15	6	作土	232.3 (64.0~380.0)	0.3 (0.1~0.4)	8.1 (0.8~20.0)	75.1 (12.1~242.0)	149.2 (30.1~304.0)	105.0 (32.0~228.0)
		次層	59.8 (20.0~80.0)	—	0.3 (0.0~0.4)	6.7 (2.3~17.7)	16.0 (4.0~35.0)	—
16~20	6	作土	236.2 (78.0~380.0)	0.9 (0.2~1.7)	9.8 (0.8~26.1)	122.9 (2.7~297.5)	133.2 (24.9~243.0)	207.6 (55.5~352.0)
		次層	61.0 (28.0~131.0)	—	3.4 (0.1~13.6)	27.2 (2.5~108.0)	26.0 (12.0~37.0)	—
21~30	13	作土	334.9 (101.0~648.0)	0.9 (0.2~2.2)	15.2 (0.4~43.3)	164.4 (26.5~370.0)	211.3 (47.1~470.0)	262.0 (68.0~528.0)
		次層	79.1 (32.0~154.0)	—	1.6 (0.0~5.3)	28.3 (1.7~84.5)	31.3 (6.0~90.0)	—
31~40	5	作土	411.2 (300.0~472.0)	0.8 (0.4~1.0)	25.4 (9.6~38.6)	119.9 (35.0~277.0)	250.0 (150.0~315.0)	329.0 (236.0~408.0)
		次層	157.2 (80.0~308.0)	—	3.2 (0.0~7.4)	42.4 (8.6~115.0)	80.6 (21.0~163.0)	—
>41	9	作土	390.8 (144.0~816.0)	1.0 (0.2~3.8)	18.8 (2.5~50.5)	101.5 (46.9~199.5)	202.0 (43.0~600.0)	247.6 (88.0~336.0)
		次層	147.8 (44.0~222.0)	—	5.0 (0.2~20.3)	73.9 (2.6~277.5)	67.9 (11.0~145.0)	—

全銅, 60% 過塩素酸可溶; 置換態銅, pH7.0 N 酢酸アンモニウム可溶; 希酸可溶態銅, 0.1 N 塩酸可溶; 有機態銅, 0.2 M ピロリン酸ナトリウム可溶; キレート態銅, 1% EDTA 可溶。



第 4 図 開園後の経過年数と作土の全銅に対する形態別割合の変化

における銅濃度は、開園後の年数の経過に伴い高まることが認められた。すなわち、作土における全銅濃度の増加は経過年数に比例して、年間ほぼ 10 ppm 程度蓄積している結果が得られた。しかし、その増加量は土壌によって異なり 40 年以上ではやや低下し、とくに沖積土の作土では減少傾向がみられた。全銅に対する形態別銅濃度割合の経年変化は、各形態とも経年的に増加し、15~30 年をピークにその後はやや減少傾向を示し、形態別にみると 5 年以下ではキレート態が有機態を下回ったが、その後はキレート態の占める割合が最も高く、次いで有機態、希酸可溶態、置換態の順であった。さらに土壌の種類別にみると、洪積土以外は調査点数が少なく明確なことはいえないが、沖積土は他の土壌に比較して各形態

とも、そのピークが 10~20 年と早く、その後は急激に低下する傾向がみられた。

(3) 調査園土壌中の形態別銅などの相関

土壌中銅の形態変化に関する要因は種々考えられるが、とくに影響があると思われる pH, リン酸および腐植含量と各形態別銅との相関、ならびに各形態間の相互の関連について作土を対象に検討し、その結果を第 6 表に示した。

各形態間の相関は当然のことながら有意な高い正相関がみられ、過塩素酸可溶との相関の高い形態は酢酸アンモニウム可溶、ピロリン酸ナトリウム可溶、および EDTA 可溶の形態で、 $r=0.940$  以上の値を示した。pH, 有効態リン酸および腐植等の含量と各形態別銅との相関は、pH と酢酸アンモニウム可溶、水酸化ナトリウム可溶および EDTA 可溶の形態、ならびに有効態リン酸と酢酸アンモニウム可溶および EDTA 可溶の形態、さらに腐植とピロリン酸ナトリウム可溶および水酸化ナトリウム可溶の各形態間で 0.1~5% 水準で有意な正の相関が認められた。

(4) ブドウ樹体中の銅濃度

土壌中銅のブドウ樹体への影響については、その蓄積濃度とともに土壌条件、栽培管理および樹齢等によって異なると考えられる。また蓄積銅は土壌の種類、経過年数および土壌条件等により種々の形態に変化し、その影響にも相違があると思われる。土壌中銅の形態と作物への影響について、黒沢<sup>16)</sup>は塩酸 (1:1) 抽出銅とコムギ茎葉中の銅濃度と相関が高いことを報告し、渋谷<sup>17)</sup>は土壌溶液中銅濃度が水稻葉中濃度と密接な関係があると述べ、また MITCHELL<sup>18)</sup>は EDTA 抽出銅が牧草の可給態銅と関係が深いことを報告している。しかし永年作物を対象に可給態銅についての検討事例は少ないように思われる。したがって現地調査園の土壌ならびにブドウ樹の

第 6 表 形態別銅などの相関係数 (作土)

(n=43~54)

	水溶性	塩化マグネシウム可溶	pH 7.0 酢酸アンモニウム可溶	pH 4.5 酢酸アンモニウム可溶	塩酸可溶	ピロリン酸ナトリウム可溶	水酸化ナトリウム可溶	EDTA 可溶	有効態リン酸	腐植	pH
過塩素酸可溶	0.784***	0.764***	0.950***	0.981***	0.682***	0.942***	0.694***	0.947***	0.124	0.090	0.211
水溶性		0.608***	0.770***	0.706***	0.444***	0.756***	0.611***	0.767***	-0.013	-0.173	-0.039
塩化マグネシウム可溶			0.757***	0.805***	0.615***	0.759***	0.413***	0.553***	0.090	0.064	-0.122
pH 7.0 酢酸アンモニウム可溶				0.926***	0.597***	0.887***	0.872***	0.333**	0.398***	0.063	0.346**
pH 4.5 酢酸アンモニウム可溶					0.645***	0.850***	0.703***	0.928***	0.544***	0.006	0.642***
塩酸可溶						0.696***	0.483***	0.830***	0.147	-0.028	-0.163
ピロリン酸ナトリウム可溶							0.678***	0.961***	0.111	0.335**	0.050
水酸化ナトリウム可溶								0.741***	0.069	0.285*	0.392**
EDTA 可溶									0.715***	0.050	0.397**

\*\*\* 0.1% 水準で有意, \*\* 1% 水準で有意, \* 5% 水準で有意.

第7表 ブドウ樹体中銅濃度

(ppm)

処 理	根 (細根)	葉 (葉身, 葉柄)	枝 (新梢)	果 実 (果皮とも)	土 壌 (希酸可溶)
ボルドー液散布	150.9 (7.0~805.0)	12.1 (3.2~25.1)	7.8 (5.0~12.8)	4.4 (1.3~7.9)	113.3 (3.4~374.7)
ボルドー液無散布	35.0 (21.8~50.3)	9.2 (6.2~21.9)	5.1 (4.1~5.9)	4.2 (3.6~5.7)	4.2 (2.6~7.3)
ボルドー液無散布硫酸銅施用	171.2 (88.1~505.0)	10.7 (6.8~22.6)	5.0 (4.5~5.8)	4.2 (3.7~5.6)	106.3 (56.0~321.0)

( ) 最低~最高値。

根、葉、枝および果実を採取し銅濃度を分析するとともに、ボルドー液無散布区およびボルドー液無散布+硫酸銅施用区の土壌およびブドウ樹各部位についても分析を行ない、土壌の希酸可溶性銅濃度とブドウ樹の銅吸収量との関係を検討した。その結果を第7表に示した。

各部位別銅濃度はボルドー液散布区およびボルドー液無散布+硫酸銅施用区の細根が、それぞれ平均 151 ppm および 171 ppm で、ボルドー液無散布区は 35 ppm であった。各区における地上部の銅濃度は葉 9.2~12.1 ppm, 枝 5.0~7.8 ppm, 果実 4.2~4.4 ppm で大差はみられなかった。前記の試験結果と同様に細根の銅濃度は土壌中銅濃度との相関がみられるが、地上部への移行は少なく土壌および細根中の銅濃度と地上各部位の銅濃度との関係はみられず、ボルドー液散布による地上各部位の銅濃度への影響は認められなかった。細根の銅濃度と土壌の希酸可溶性銅濃度との相関について、現地調査圃の根域の広い条件下での細根中銅濃度と、ポット試験での根域の限定された条件下で比較した結果、その相関は前者が  $r=0.403^*$  に対し、後者は  $r=0.716^*$  で根域の広さによって根中の銅濃度に影響がみられた。

### 3. 考 察

#### 1) 銅施用試験

土壌中銅の作物への影響について三井ら<sup>19)</sup>は、その増加とともに微量要素的作用による生育促進から拮抗的作用による間接的生育阻害、さらに代謝阻害による直接的生育阻害が現われると述べている。本試験の結果でもブドウ幼木への銅の影響は、主として沖積土で 50 ppm 程度では生育促進がみられ、100 ppm 以上では生育が劣る傾向を示し、400 ppm では生育阻害が顕著に認められた。生育阻害の現象は新梢伸長量および地上、地下部重量の減少として現われるが、とくに細根部への銅固定による根活性の低下および枯死根の増加等がみられる。このことは多くの作物で認められる現象であり<sup>19~22)</sup>、とくに根の生長点において電気陰性度の大きい銅と、根の蛋白質が安定な錯結合をし、その機能を阻害する<sup>21,23)</sup>といわれているように、ブドウでも細根部への銅固定は

主根および側根に比較し著しく多く、土壌中の全銅濃度以上に固定し、その濃度が 600 ppm 程度以上になると、直接的生育阻害が著しくなるものと考えられる。

土壌中銅のブドウへの影響は土壌の種類によって相違がみられ、火山灰土におけるブドウの生育は、沖積土に比較し伸長量および生体重とも優る結果であったが、その要因は土壌の理化学性の相違が、養水分の供給や銅の形態変化に影響を及ぼしたためと考えられる。すなわち沖積土は火山灰土に比較し、希酸可溶性および全銅量の経年減少率が高いことが、ブドウ生育に影響したと思われる。土壌中銅の経時的形態変化は土壌の種類によって異なることが想定され、単に希酸可溶性のみの減少量によって即吸収量とは考えられないが、全銅の減少量も多いことから、その影響は沖積土が火山灰土より大きいことがうかがえる。

#### 2) 実態調査

農薬として散布したボルドー液中の銅は錯塩<sup>24)</sup>(塩基性硫酸銅カルシウム)として直接、あるいは樹体に付着したものが溶解し、間接的に土壌に混入する。そしておもに作土層に蓄積し土壌の理化学性に応じて、経時的に形態変化や移動等がおこるものと考えられる。

甲州種ブドウの一般栽培慣行における 10 a 当たりボルドー液の年間散布量から試算した銅量は 3.0 kg であり、これがすべて土壌に蓄積したと仮定すると、作土深 15 cm としてほぼ 20 ppm となるが、一部は果実や茎葉に付着して園外に搬出されるため、10 ppm 程度が毎年蓄積していることが本調査結果から明らかになり、開園後の経過年数に比例して蓄積量の増加が認められた。しかし 40 年以上の古い園での蓄積量の増加傾向は鈍り、とくに沖積土の作土で減少傾向がみられた。蓄積銅は経時的に形態変化するが、その形態分布は土壌の種類や経過年数によって異なり、沖積土は他の土壌に比し水溶性および置換態銅の占める割合が高く、このことが土層内の銅移動性に関連し、沖積土における次層の銅濃度を高める要因になるとともに、障害を助長するものと推察される。

経過年数によって全銅に対する各形態別銅分布割合に



変動がみられ、開園後 10 年未満の若い園や、30 年以上の老朽園土壌で各形態別銅割合が低下することは、用いた抽出法では抽出不能の形態が多く存在することが推察される。また各形態間には相互に高い正の相関がみられ、さらに他の土壌共存元素との関連でも、置換態銅と pH および有効態リン酸含量、有機態銅と腐植含量の間で正相関がみられたが、これらの機作については今後検討したい。

土壌中銅濃度とブドウ樹体中銅濃度との関連については、地上部銅濃度との相関はみられなかったが、地下部で正の相関が認められた。各形態別銅と地下部の銅との関連については、土壌銅濃度と最も相関の高い細根中銅濃度が、土壌中全銅濃度に匹敵するかそれ以上の値を示し、さらに土壌中全銅と各形態間には高い相関がみられるが、最も細根中銅濃度と密接な関連性がある銅形態については今後検討を進めたい。

前記の試験結果から、土壌中全銅濃度が 400 ppm 以上になると細根部の銅濃度が 600 ppm 程度以上となり、その機能を阻害する結果であった。本調査結果からもこれに匹敵する濃度が土壌および根系から認められているが、実際の圃場において、すべての根系がその影響を受けることは少ないと考えられる。しかし、根域拡大を制限する物理的要因（ち密層、砂礫層、地下水等）が介在する場合は、蓄積銅の根系への影響は大きいものと思われる。調査園の土壌中全銅濃度が 400 ppm 以上の園は、おもに開園後 40 年以上経過した園で、そのほぼ 20% 程度を占め、土壌の種類別にみると沖積土および洪積土がほとんどであった。これらの土壌に有効土層の浅い場合が多く、さらに今後蓄積が進行すること等を考慮すれば、銅の影響は軽視できない。実際、有効土層の浅い園では、根系は浅く旱害を受けやすいこととあいまって、樹勢の衰え、要素欠乏、生理障害等の収量不安定要因があるが、その一因として蓄積銅の影響が考えられる。

#### 4. 要 約

甲州種ブドウの古い産地である勝沼地方においては、長年の石灰ボルドー液の散布によって、土壌中に高濃度の銅が蓄積しブドウへの影響が懸念されている。したがって、ブドウの生育に及ぼす銅の影響について試験するとともに、現地において 60 余のブドウ園を対象に実態調査と分析を実施した。その結果を要約すると次のとおりである。

(1)ブドウ幼木を供し沖積土および火山灰土に硫酸銅粉末を添加し、ポット試験した結果、両土壌とも 50 ppm では微量要素的作用による生育促進がみられたが、とく

に沖積土では 100 ppm 以上で生育が劣り、400 ppm では両土壌とも根系障害が著しく生育の抑制が顕著にみられた。

(2)現地の甲州ブドウ園を対象に開園後の経過年数と生育および収量との関係を見ると、土壌の理化学的の相違と収量とに関連性がみられたが、土壌の銅蓄積濃度の影響は明らかでなかった。

(3)土壌の種類別に作土層の平均全銅濃度を見ると、洪積土 285 ppm、沖積土 203 ppm、火山灰土 182 ppm で開園後の経過年数に比例して増加し、1 年間にほぼ 10 ppm の割合で蓄積している結果であった。

(4)形態別銅濃度は各土壌ともキレート態銅が最も高く、次いで有機態銅、希酸可溶態銅、置換態銅、水溶性銅の順で、これらの全銅に対する割合は土壌の種類および開園後の経過年数により変化し、とくに沖積土では水溶性および置換態銅の占める割合が高い結果であった。

(5)各形態間の相関はいずれも高い正相関を示し、土壌共存元素との関連では、置換態銅と pH および有効態リン酸含量、キレート態銅と有効態リン酸含量、有機態銅と腐植含量との間で正の相関が認められた。

(6)土壌中銅濃度とブドウ地上部の銅濃度との関連はみられなかったが、地下部の銅濃度と高い正相関がみられ、細根中の銅濃度は土壌中全銅濃度に近いか、またはそれ以上に固定されることが認められた。

(7)土壌中の全銅濃度が 400 ppm 以上の場合、細根中の銅濃度はほぼ 600 ppm 以上となり著しく根の機能を阻害し、生育が抑制されることは試験結果から明らかであるが、実態調査結果からこれに匹敵するブドウ園が 20% 程度存在し、今後とも銅蓄積が進むことと考え合せて、これらのブドウへの影響は軽視できないと思われる。

謝 辞 本研究を行なうにあたり貴重なご意見、ご校閲をいただいた日本大学農獣医学部教授矢崎仁也博士、山梨県農業試験場長夜久孝博士、同試験場主任研究員板川秀雄氏の各位に謝意を表します。

#### 文 献

- 1) 大井上康：葡萄の研究，p. 23～24，博友社（1977）
- 2) 小林 章：ブドウ園芸，p. 8～18，養賢堂（1970）
- 3) 大杉 繁・小沢潤二郎：銅薬剤使用に依る果樹園土壌の銅蓄積に就て，農及園，13，7～10（1938）
- 4) 三井進午・天正 清・熊沢喜久雄・藤田 哲・矢崎仁也：作物体の鉄，マンガン代謝におよぼす銅の影響（第 1 報），土肥誌，28，505～507（1958）
- 5) 青葉幸二・関谷宏三：果樹園の重金属元素の分析について，農林漁業における環境保全的技術に関する総合研究（2），p. 82～88，農林水産技術会議事務局（1979）
- 6) 青葉幸二・関谷宏三：重金属汚染に対する果樹園地の保

- 全指標，農林漁業における環境保全的技術に関する総合研究(4)，p.161～166，農林水産技術会議事務局(1979)
- 7) 金井 徹：銅鉍害の歴史とその対策，土壤肥料の研究(2)，p.15～24，養賢堂(1971)
  - 8) 長井武雄・古賀英明：黄化症の発生状況と土壌の銅集積量調査，鳥取大報，27，34～48(1974)
  - 9) 樽谷 勝：ブドウの葉脈黄変による早期落葉の研究，香川大学紀要，28，68～73(1974)
  - 10) 石沢修一他：土壌および作物体中の重金属の分析法，p.9～18，農林水産技術会議事務局(1971)
  - 11) CHENG, K. L. and BRAY, R. H.: Two Specific Methods of Determining Copper in Soil and in Plant Material. *Anal. Chem.*, 25, 655～659(1953)
  - 12) 白鳥孝治・鈴木 武・三好 洋：塩成干拓田内の亜鉛欠乏症発生田における土壌中亜鉛の形態と動向，土肥誌，43，291～296(1972)
  - 13) 岡田洋次・前田恒男・岩井 巖：土壌，作物系における重金属の挙動について，岐阜大農研報，33，121～128(1972)
  - 14) 石沢修一他：土壌養分分析法，p.364～374，養賢堂(1970)
  - 15) 相見靈三・藤巻和子：TTCによる根の活力診断法，農及園，35，101～102(1960)
  - 16) 黒沢順平：銅欠乏土壌に関する調査研究(第1報)，岩手農試報，8，1～32(1965)
  - 17) 渋谷政夫：二，三重金属元素等の土壌中における行動について，近代農業における土壌肥料の研究，第4集，土壌肥料学会編，p.53～64(1973)
  - 18) METCHELL, R. L.: Tracc-Clement Uptake in Relation to Soil Content. *J. Sci. Food. Agric.*, 8, 51～59(1957)
  - 19) 三井進午・熊沢喜久雄・矢崎仁也：作物体の鉄マンガン代謝に及ぼす銅の影響について(第2報)，土肥誌，31，451～454(1960)
  - 20) 石塚喜明：植物に対する銅イオン有害作用の起因に就て(第1報)，同上，14，248～263(1940)
  - 21) 茅野充男：重金属元素の植物に対する害作用特に重金属誘導鉄クロロシスの発生機構に関する研究，茨大農報，15，105～121(1968)
  - 22) 陽 捷行・安田 環・荒木浩一：鉍質土壌における重金属元素の動態に関する研究，東海近畿農報，25，48～55(1973)
  - 23) 石塚喜時：植物に対する銅イオン有害作用の起因に就て(第2報)，土肥誌，16，43～45(1940)
  - 24) 山本 亮：新農業研究法，p.15～16，南江堂(1958)