

リンゴ園における重金属 塩類の蓄積とその影響

成田 春 蔵・相馬 盛 雄・加藤 正
櫻田 哲・今 智 之・岩谷 齊*

(青森県りんご試験場)

(*現在 青森県畑作園芸試験場)

The Accumulation of Heavy Metals and it's Influence in Apple
Orchards

Haruzo NARITA, Morio SOMA, Tadashi KATO
Satoshi SAKURADA, Tomoyuki KON and Hitoshi IWAYA
Aomori Apple Experiment Station
Kuroishi, Aomori, 036-03, Japan

目 次

I 緒 言	51
II 重金属塩類の蓄積実態	51
1. 調査方法	51
2. 調査結果	52
(1) 蓄積量	52
(2) 0.1N塩酸可溶含量並びにpH4.5-N-酢酸アンモニウム可溶含量	52
(3) 蓄積量別の園数分布	53
(4) 開園年数と蓄積量	55
(5) 幹からの距離と蓄積量	56
3. 考 察	56
4. 摘 要	57
III 土壌に蓄積した重金属塩類の影響	58
1. 重金属類の蓄積量とリンゴ樹の生育	58
(1) 試験方法	58
ア. 銅, 鉛, ヒ素の多少とレッドスパーデリジャスの生育	58
イ. 銅の多少とわい性台リンゴ樹の生育	58
(2) 試験結果	59
ア. 銅, 鉛, ヒ素の多少とレッドスパーデリジャスの生育	59
イ. 銅の多少とわい性台リンゴ樹の生育	59
(3) 考 察	60
(4) 摘 要	62

2. 重金属類の蓄積量と草生作物（ラジノクローバー）の生育	62
(1) 試験方法	62
(2) 試験結果	62
(3) 考 察	63
(4) 摘 要	63
3. 銅の蓄積量と土壤微生物相並びに微生物活性	63
(1) 試験方法	63
(2) 試験結果	64
(3) 考 察	65
(4) 摘 要	65
4. 重金属類の蓄積量と樹体内分布	65
(1) 試験方法	65
ア. 重金属類の蓄積量と樹体内分布（ポット試験）	65
イ. 現地における細根並びに果実中の重金属含量	65
(2) 試験結果	66
ア. 重金属類の蓄積量と樹体内分布（ポット試験）	66
イ. 現地における細根並びに果実中の重金属含量	67
1) 蓄積量と細根中の重金属含量	67
2) 蓄積量と果肉中の重金属含量	68
(3) 考 察	68
(4) 摘 要	69
IV 重金属塩類による生育阻害対策	69
1. 重金属類の固定化法の検討	69
(1) 試験方法	69
ア. 固定化要因の検討	69
イ. 土壤改良材の施用と銅の固定化	69
(2) 試験結果	70
ア. 固定化要因の検討	70
イ. 土壤改良材の施用と銅の固定化	71
1) 苦土石灰，よう成リン肥の施用による固定化効果	71
2) 腐植質改良剤の施用による固定化効果	72
(3) 考 察	72
(4) 摘 要	72
2. 改植時における銅蓄積による生育阻害の防止法の検討	72
(1) 試験方法	72
ア. 全園の土壤改良による草生作物の生育	72
イ. 植え穴改良時に施用する土壤改良材による銅の固定化とリンゴ樹の生育	73
(2) 試験結果	73
ア. 全園の土壤改良による草生作物の生育	73
イ. 植え穴改良時に施用する土壤改良材による銅の固定化とリンゴ樹の生育	74
(3) 考 察	74
(4) 摘 要	75
V 総 括	76
引用文献	78
Summary	80

I 緒 言

青森県リンゴ園は、開園後50年以上の栽培歴を有する園地が約半数を占めている。リンゴは果樹のうちでも農薬散布が多く、古い園地ほど多くの農薬を散布してきた。

近年、この散布された農薬によって土壌中に蓄積した銅、鉛、ヒ素のリンゴ樹に対する悪影響が心配されている。散布された農薬のうち、銅蓄積の原因であるボルドー液は、褐斑病、腐らん病などの多くの病害に有効な殺菌剤として、1918年（大正7年）に発刊された第1回りんご病害虫防除暦にとりあげられ、現在でも年間3～4回も使用されているなど非常に長期間にわたって使用されてきた。この防除暦によると、使用量の多かった1968年（昭和43年）頃には、10アール当たり年間投下量は銅（Cu）で約4.6kgと見込まれる³⁾。また、ヒ素と鉛蓄積の原因であるヒ酸鉛は、リンゴワタムシ、モモシクイガなど多くの害虫に有効な薬剤として、ボルドー液と同様第1回りんご病害虫防除暦から1968年の防除暦までとりあげられている。その使用量が多かったときは、10アール当たり年間で鉛（Pb）が約3.1～4.2kg、ヒ素（As）は1.1～1.5kgであったと推定できる。このような農薬使用実態からみて、浸透移行性の少ない銅、鉛、ヒ素の重金属類が土壌中に多量に蓄積していることが想定できる。

果樹園の散布農薬に由来する重金属類の蓄積実態については、古くは、1938年大杉ら²⁰⁾が、1938年と1942年には佐藤²¹⁾が、1958年には三井ら²²⁾の調査があり、いずれも蓄積量が多いという結果を報告している。しかし、それがどの程度に果樹の生育と関係があったかについては、あまり言及されていない。

それが昭和40年代後半に至り、再び重金属類の蓄積問

題がクローズアップされた。その理由として、①リンゴ栽培は、昭和40年代後半からの品種更新に伴って、老齢樹が改植され、それも根群域の浅い性台リンゴ樹の栽植が行なわれるようになったので、忌地現象に類似した原因不明の生育不良樹が散見されるようになったこと。②長年にわたって土壌を酷使したために生産力がおちこみ、重金属類の蓄積を土壌悪化の一要因とみる考え方が強くなったこと。③無袋栽培が行なわれるようになって、ボルドー液の果面汚染が問題化したこと。④ボルドー液は、黒星病や斑点落葉病に対する殺菌効果が劣るばかりでなく、薬剤調合上他の薬剤に比較して労力が多くかかり、他の殺虫剤、殺菌剤との混合使用が難かしいなどから廃止論がもちあがったこと。⑤水稲など他の作物では、カドミウムや水銀など重金属汚染が社会問題となり、農耕地全体についても見なおされる風潮にあったこと等が理由としてあげられる。

青森県のリンゴ園については、1972年に、望月・花田らの実態調査¹⁰⁾とその後の研究報告¹¹⁾¹²⁾があり、また、果樹全般については、1974年青葉ら⁹⁾が各地のとりまとめの結果を報告している。

ここでは、1971年以降、青森県下のリンゴ園を対象とした銅、鉛、ヒ素の蓄積実態とリンゴ樹に対する影響並びにその対策等についての試験結果をとりまとめたので報告する。

本成績をとりまとめるにあたっては、場長工藤祐基氏には多大な御配慮をわずらわした。また、研究をすすめるにあたっては、土壌改良科 盛 清氏、佐藤 正氏の御協力を得た。これらの各位に対して深甚の謝意を表する。

II 重金属塩類の蓄積実態

開園後の年数が古いリンゴ園では、ボルドー液やヒ酸鉛などの重金属農薬の散布によって、これらの塩類が土壌中に多量に蓄積し、土壌悪化の一要因となっていることが懸念されるので、その蓄積実態を調査した。

1. 調査方法

1971年と1975年の2回にわたって、青森県のリンゴ園を平地の沖積土壌、台地の黒ボク土壌、傾斜地の残積土壌（第三紀層土壌又は一部園地は淡色黒ボク土壌）に区分し、銅（Cu）、鉛（Pb）、ヒ素（As）の蓄積状況を調査した。

1971年には93園を対象とし、樹齢（開園年数）別に、幹から1.8m離れた地点を、地表下0～10cm、10～20cm、20～30cmの深さ別に採土して全蓄積量を調査した。また、

各土壌とも3園ずつ選び、幹から2mと4m離れた地点における蓄積量の比較も行なった。

1975年には83園を対象として幹から1.8m離れた地点を、地表下0～15cm、15～30cmの深さ別に採土し、全蓄積量のほか0.1N塩酸可溶含量とpH4.5-N-酢酸アンモニウム可溶含量についても調査を行なった。また、調査園の中から腐植含量4.0%以下の沖積土壌と腐植含量5.0%以上の黒ボク土壌を、それぞれ32園ずつ選び、深さ0～15cm部位の全蓄積量と可溶性含量の関係を検討した。

分析は、全蓄積量としてのCu、Pb、Asは過塩素酸分解法により、可溶性含量としてのそれは0.1N塩酸及びpH4.5-N-酢酸アンモニウムによって抽出した溶

液を供試し、CuとPbは原子吸光光度法により、Asはジエチルジチオカルバミン酸銀ピリジン溶液による比色法で定量した。

2. 調査結果

(1) 蓄積量

土壌に蓄積した重金属類の最高値と平均値を示すと、第1表のとおりである。

第1表 土壌中に蓄積した重金属類濃度 (実態調査¹)

調査年	土 壌	深 さ (cm)	未 耕 地 (平均)			リ ン ゴ 園 ¹					
			Cu (ppm)	Pb (ppm)	As (ppm)	Cu (ppm)		Pb (ppm)		As (ppm)	
						最 高	平 均	最 高	平 均	最 高	平 均
1971年	沖積土壌	0~10	60	45	10	750	369	1400	459	232	126
		~20	60	50	10	444	207	580	234	178	82
		~30	38	60	10	513	203	510	149	148	41
	黒ボク土壌	0~10	19	25	15	1200	448	2350	714	688	248
		~20	19	28	15	750	137	1500	219	395	102
		~30	25	30	15	650	66	270	77	116	26
	残積土壌	0~10	22	42	15	889	363	1163	512	640	198
		~20	16	32	15	325	115	485	127	141	72
		~30	16	32	15	238	64	345	84	80	26
1975年	沖積土壌	0~15	-	-	-	850	427	1400	460	408	160
		~30	-	-	-	610	193	740	294	328	132
	黒ボク土壌	0~15	-	-	-	1100	454	1960	714	480	196
		~30	-	-	-	350	152	840	275	550	100
	残積土壌	0~15	-	-	-	1400	377	1220	608	488	171
		~30	-	-	-	360	186	540	292	192	94

1. 1971年は93園、1975年は83園の調査

これまで農薬散布を全く実施したことのない未耕地におけるCu、Pb、Asの蓄積量は、土壌の違いによって差があり、沖積土壌のCuが60ppm、Pbが50ppmで黒ボク土壌及び残積土壌の含量より高く、Asは反対に黒ボク土壌及び残積土壌の15ppmより低い含量であった。

この未耕地に比べて、リンゴ園の蓄積量はけた違いに多かった。1971年の結果について蓄積量の多い深さ0~10cm部位における最高含量をみると、Cuで1200ppm、Pbで2350ppm、Asは688ppmであった。平均含量のCuは363~448ppm、Pbは459~714ppm、Asは126~248ppmで各元素とも黒ボク土壌が沖積土壌や残積土壌より多目であった。

また、深さ別の蓄積量をみると、未耕地ではCu、Pb、Asの含量とも土壌の深さによって差異を認めなかったが、リンゴ園では表層部に多く、下層ほど少なかった。リンゴ園における深さ0~10cm部位の含量に対する地表下20~30cm部位の割合は、各元素とも園地によって多少

異なっているが、概略的には、沖積土壌で $\frac{1}{2} \sim \frac{1}{3}$ 、黒ボク土壌で $\frac{1}{3} \sim \frac{1}{9}$ 、残積土壌で $\frac{1}{6} \sim \frac{1}{8}$ 程度であり、沖積土壌の浸透移行が大きかった。

さらに、1975年の調査結果をみると、蓄積量の多い深さ0~15cmにおける各元素の平均含量を比較した土壌間の順位は1971年の結果と変わりなく、深さ0~30cmまでの全層的な含量は各元素とも1971年の結果より幾分高い含量であった。しかし、この結果は調査対象園や調査方法が異なるので年次的な増加傾向であるとみることは難しい。

(2) 0.1N塩酸可溶含量並びにpH4.5-N-酢酸アンモニウム可溶含量

土壌中の重金属類について、0.1N塩酸並びにpH4.5-N-酢酸アンモニウム可溶含量を調査した結果を第2表に示した。また、沖積土壌と黒ボク土壌について、全蓄積量と0.1N塩酸並びにpH4.5-N-酢酸アンモニウム可溶含量との相関関係を第3表に示した。

第2表 重金属類の0.1N塩酸可溶含量並びにpH4.5-N-酢酸アンモニウム可溶含量 (1975)

土 壤	深 さ (cm)	0.1N塩酸可溶含量 (ppm)						pH4.5-N-酢酸アンモニウム可溶含量 (ppm)			
		最 高 値			平 均 値			最 高 値		平 均 値	
		Cu	Pb	As	Cu	Pb	As	Cu	Pb	Cu	Pb
沖積土壌	0~15	270	202	29.8	171(40)	84(18)	7.3(4.6)	200	260	96(22)	84(18)
	~30	240	188	23.5	82(42)	61(21)	4.5(3.4)	150	280	36(19)	57(19)
黒ボク土壌	0~15	237	764	13.2	62(14)	66(9)	2.2(1.1)	255	680	53(12)	175(25)
	~30	83	77	9.0	15(10)	17(6)	0.9(0.9)	54	260	12(8)	63(23)
残積土壌	0~15	210	200	14.8	97(26)	91(15)	4.1(2.4)	285	360	83(22)	61(10)
	~30	93	126	5.0	30(16)	36(12)	1.3(1.4)	68	194	18(10)	53(18)

() 内の数字は第1表に示した全蓄積量に対する割合 (%)

第3表 全蓄積量と0.1N塩酸及びpH4.5-N-酢酸アンモニウム可溶含量との相関係数 (r) (1975)

土 壤	項 目	Cu	Pb	As
沖積土壌	全蓄積量と0.1N塩酸可溶含量	0.812 ^{***}	0.734 ^{***}	0.722 ^{***}
	全蓄積量とpH4.5-N-酢酸可溶含量	0.868 ^{***}	0.913 ^{***}	-
黒ボク土壌	全蓄積量と0.1N塩酸可溶含量	NS	0.375 [*]	0.479 ^{**}
	全蓄積量とpH4.5-N-酢酸可溶含量	0.653 ^{***}	0.875 ^{***}	-

* P=0.05, ** P=0.01, *** P=0.001

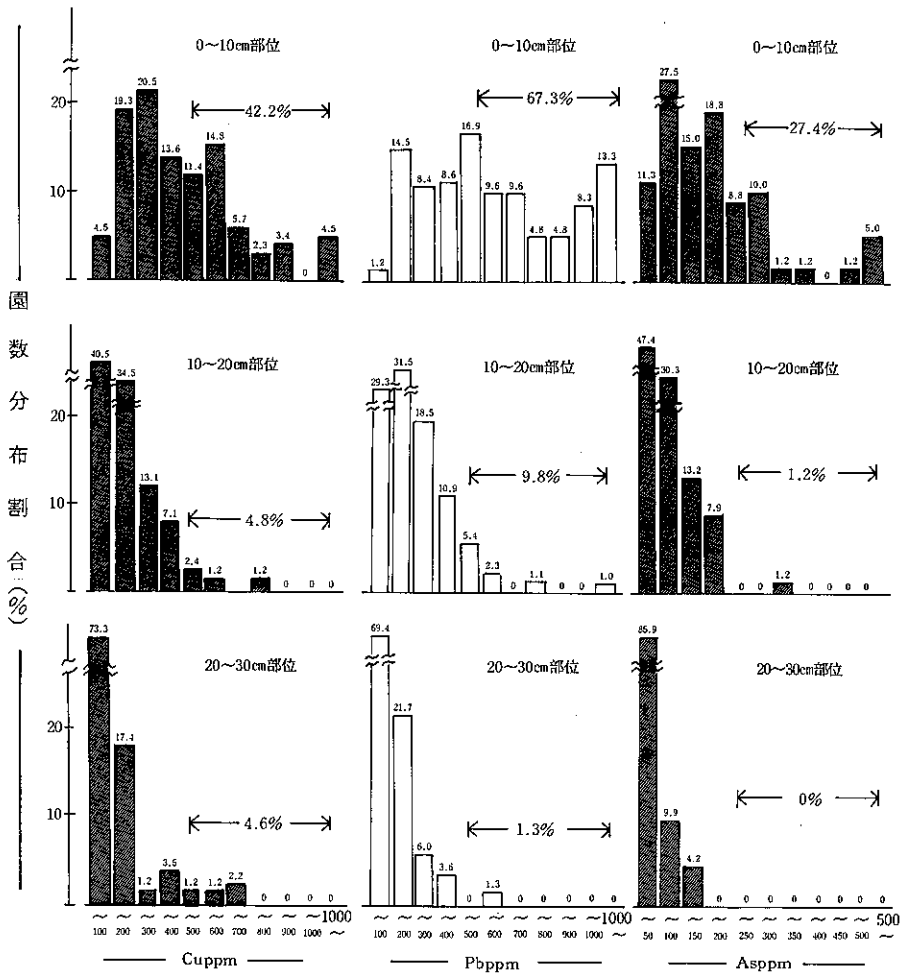
重金属類の0.1N塩酸可溶含量について、蓄積量の多い深さ0~15cm部位の平均含量をみると、Cu含量では沖積土壌が171ppmで最も多く、次いで残積土壌、黒ボク土壌の順で、Pb含量では残積土壌が91ppmで最も多く、次いで沖積土壌、黒ボク土壌の順であり、As含量では沖積土壌が7.3ppmで最も多く、次いで残積土壌、黒ボク土壌の順であった。また、深さ15~30cm部位の平均含量は、深さ0~15cm部位よりかなり少なく、その比率は、Cu含量では24~48%、Pb含量では26~73%、As含量では32~62%を示し、CuとPb含量の比率は沖積土壌、残積土壌、黒ボク土壌の順に高く、As含量のそれは沖積土壌、黒ボク土壌、残積土壌の順であった。

一方、pH4.5-N-酢酸アンモニウム可溶含量をみると、Cu含量は0.1N塩酸可溶含量に比べて、黒ボク土壌、残積土壌では大差がなかったが、沖積土壌では約半量と低い含量であり、Pb含量は沖積土壌と残積土壌では0.1N塩酸含量と大差がなかったものの、黒ボク土壌では約3倍と高い含量を示した。

次に、過塩素酸分解法による重金属類の全蓄積量と0.1N塩酸可溶含量との相関関係をみると、沖積土壌ではCu、Pb及びAsの各元素とも正の強い相関関係を示し、黒ボク土壌では、Cuが両者の間に相関関係が認められなかったが、Pbは5%レベルの弱い、Asは1%レベルのやゝ強い相関関係にあった。一方、全蓄積量とpH4.5-N-酢酸アンモニウム可溶含量との間には、Cu、Pbとも、また、両土壌とも強い正の相関関係が認められ、全蓄積量が多いほど可溶態含量が多くなる結果であった。

(3) 蓄積量別の園数分布

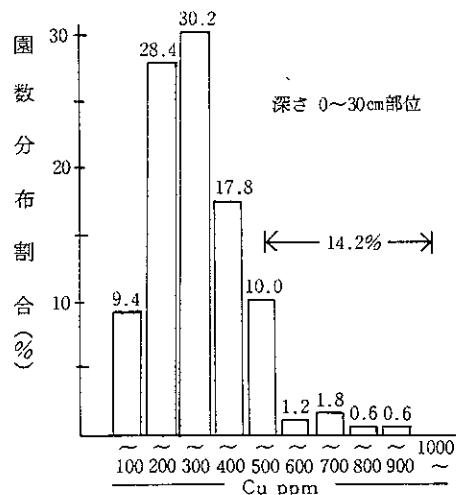
1971年の調査結果について、蓄積量の深さ別園数分布割合を、CuとPbは100ppmごとに、Asは50ppmごとに階級区分を行い、全調査園に対する各区分ごとの割合で示すと第1図のとおりである。これによると、Cu400ppm以上の園数分布は深さ0~10cm部位で42.2%、10~20cm部位で4.8%、20~30cm部位で4.6%であり、Pb400ppm以上の園数分布は深さ0~10cm部位で67.3%、10



第1図 濃度別、深さ別重金属濃度の園数分布割合 (1971)

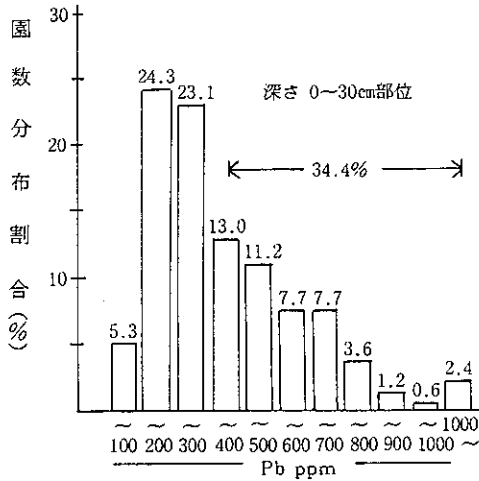
~20cm部位で9.8%, 20~30cm部位で1.3%であり, また, As200ppm以上の園数分布は深さ0~10cm部位で27.4%, 10~20cm部位で1.2%, 20~30cm部位で0%であり, 各元素とも表層部分への蓄積が顕著であった。

また, 1971年と1975年の調査について, 深さ0~30cmまでの全層的な蓄積量としてあらわれてみると第2~4図のとおりである。これによると, Cuの蓄積量別にみた園数分布は, 200~300ppmが最も多く30.2%, 次いで100~200ppm, 300~400ppmの順に多く, 全体の14.2%は400ppmを超える含量であった。Pbの園数分布は100~200ppmが最も多く24.3%, 次いで200~300ppm, 300~400ppm, 400~500ppmの順に多く, 全体の34.4%が400ppmを超える含量であった。また, Asのそれは50~100ppmが最も多く29.6%, 次いで100~150ppm, 0~50ppm, 150~200ppmの順であり, 全体の13.6%が200ppm

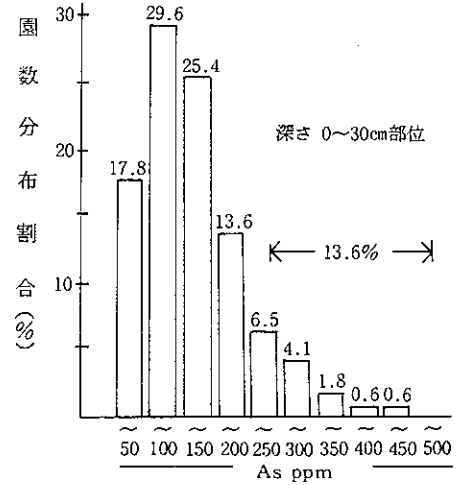


第2図 濃度別銅含量の園数分布割合 (1971, 1975)

リンゴ園における重金属塩類の蓄積とその影響



第3図 濃度別鉛含量の園数分布割合 (1971, 1975)



第4図 濃度別ヒ素含量の園数分布割合 (1971, 1975)

を超える含量であった。

(4) 開園年数と蓄積量

開園年数と蓄積量との関係について、土壌別に未耕地、20~40年及び40年以上の平均含量を示すと第4表のとおりである。

これによると、リンゴ園におけるCu, Pb, Asの

蓄積量は、沖積土壌、黒ボク土壌、残積土壌の3土壌とも開園年数を増すにつれて多くなる傾向が見られた。

いま、地表下0~30cmまでの蓄積量について開園年数ごとの増加率をみると、Cuは開園後20~40年では未耕地の2.8~7.4倍、40年以上の園では5.2~11.1倍であり、Pbは、開園後20~40年で未耕地の1.8~6.0倍、

第4表 開園年数と土壌の重金属濃度¹⁾ (1971)

重金属類	土壌 樹齢 調査園数 深さ cm	沖積土壌			黒ボク土壌			残積土壌		
		未耕地	20~40年	40年以上	未耕地	20~40年	40年以上	未耕地	20~40年	40年以上
		(1)	(4)	(17)	(1)	(3)	(37)	(2)	(3)	(22)
Cu (ppm)	0~10	60	302	385	19	106	456	22	281	405
	10~20	60	150	221	19	44	144	16	61	126
	20~30	38	119	223	25	27	69	16	58	69
	0~30	53	190	276	21	59	223	18	133	200
Pb (ppm)	0~10	45	409	471	35	100	764	42	203	560
	10~20	50	339	210	28	43	233	32	140	126
	20~30	60	193	139	30	22	82	32	72	86
	0~30	52	314	273	31	55	357	35	138	257
As (ppm)	0~10	10	70	139	15	62	264	15	72	215
	10~20	10	40	91	15	18	109	15	25	78
	20~30	10	27	45	15	0	28	15	20	27
	0~30	10	46	92	15	27	134	15	39	107

1. 調査園の平均含量で示した。

40年以上の園では5.2~11.5倍であり、また、Asは開園後20~40年では未耕地の1.8~4.6倍、40年以上の園では7.1~9.2倍であった。

(5) 幹からの距離と蓄積量

リンゴ園で幹から2m離れた地点と4m離れた地点の蓄積量を調査した結果は第5表のとおりである。

これによると、Cu、Pb、Asの蓄積量は、幹に近

い2m地点の方が遠く離れた4m地点より多かった。すなわち、4m地点の蓄積量を2m地点の蓄積量に比べると、沖積土壌では平均的にCuで76%、Pbで94%、Asで77%であり、黒ボク土壌のそれはCuで59%、Pbで42%、Asで73%を示し、残積土壌のそれはCuで88%、Pbで59%、Asで88%の状態、いずれの園地でも4m地点の蓄積量が2m地点のそれよりも少なかった。

第5表 幹からの距離と土壌の重金属濃度 (1971)

土 壌	深 さ (cm)	Cu (ppm)		Pb (ppm)		As (ppm)	
		2 m	4 m	2 m	4 m	2 m	4 m
沖 積 土 壌	0 ~ 10	400	286	406	415	163	124
	10 ~ 20	292	205	227	269	138	134
	20 ~ 30	232	209	235	133	99	52
	0 ~ 30	308	233	289	272	133	103
黒 ボ ク 土 壌	0 ~ 10	665	419	885	442	294	222
	10 ~ 20	144	46	347	57	93	68
	20 ~ 30	40	35	45	45	36	19
	0 ~ 30	283	167	426	181	141	103
残 積 土 壌	0 ~ 10	230	202	465	303	158	126
	10 ~ 20	77	75	198	90	59	66
	20 ~ 30	52	40	102	60	28	23
	0 ~ 30	120	106	255	151	82	72

1. 各土壌とも3園の平均含量である。

3. 考 察

これまで、わが国の果樹園における重金属類の土壌蓄積については、多くの実態が報告されている⁵⁾⁶⁾¹²⁾²⁵⁾²⁶⁾²⁷⁾。大杉ら³⁰⁾ (1938)は、鳥取県のナシ園、岡山県のナシ園、モモ園、ブドウ園、長野県のリンゴ園、和歌山県の柑きつ園について調査したところ、銅製剤農薬の散布園では、表土に相当量(10%HCL抽出で最大値519.3ppm、平均値142.6ppm)の銅が蓄積し、この銅は自然界の銅に比べると著しく溶解度が高い状態にあるとのべている。また、佐藤²⁹⁾ (1942)は、果樹園土壌のヒ素蓄積について、ヒ素散布園では80ppmに達し、無散布園の10ppmに比べて非常に蓄積量が多いことを報告し、三井ら²⁸⁾ (1958)は静岡県果樹園土壌(ナシ園、ミカン園)の銅含量を測定した結果、銅製剤農薬を使用している園では、銅鉍毒に匹敵する程度の銅が集積しているとのべている。

一方、外国では、Benson⁷⁾ (1968)及び Jones, Hatch¹¹⁾ (1937)らの報告がある。Jones, Hatch 両氏は、オレゴン州のナシ園とリンゴ園における重金属類の蓄積量の実態を報告し、その状況は、土壌の種類に

よって蓄積量が異なるものの、蓄積量の著しい園をひろってみると、ヒ素(As₂O₃)は無散布園9.2ppmに対して、散布園では580.0ppm、鉛(Pb)は無散布園の15.7ppmに比べ、散布園では1,383.0ppm、また、銅(Cu)は無散布園の33.9ppmに対して、散布園では83.7ppmであると報告している。

このように、果樹園においても古くから重金属類の蓄積実態が数多く報告されているが、その蓄積実態と本調査結果とを比較すると、表層部に多く、下層部が少ないことは、いずれの報告とも一致している。しかし、本調査の重金属類の蓄積量は、外国(ワシントン州)の例よりもヒ素の蓄積が少なく、銅の蓄積が多い傾向にあった。

土壌中に重金属類の蓄積が多くなった理由として、これまでの報告でも農薬散布に基因するものとされ、ヒ酸鉛の散布量が多ければ、ヒ素と鉛の蓄積が多く、銅製剤農薬(主としてボルドー液)の散布量が多ければ銅の蓄積が多いとのべられている。このことは、本調査結果の開園年数(樹齢)と重金属類蓄積量との関係からも知られるように、未耕地よりも開園後20~40年生の園地で、開園後20~40年生の園地よりも40年生以上の園地で重

リンゴ園における重金属塩類の蓄積とその影響

属類の蓄積量が多いこと、すなわち、散布年数や散布量の多い園地ほど重金属類の蓄積量が多いことを示した結果からもうかがうことができる。

また、幹から2 m離れた地点と4 m離れた地点における重金属類の蓄積量の比較では、幹に近い2 m地点の方が蓄積量が高かった。近年のスピードスプレーヤーを利用した散布体系では、園地全体にほぼ均等に薬量が散布される傾向にあるが、昭和30年代まで主流であった動力噴霧機を利用した散布体系では、幹に近いほど散布量が多く、また、樹齢とともに樹冠の広がりが大きくなることから推察しても同一樹では、幹に近いほど散布の機会が多くなって、蓄積量が増加することは当然のことと考えられる。

この重金属類の蓄積量と農薬散布との関係については、先にものべたように、アメリカでは、ヒ素の土壌蓄積が多いことが問題となっているが、Benson²⁾ (1968) は、ワシントン州西部におけるヒ酸鉛の使用状況とヒ素蓄積との関係についてのべ、コドリガのために、1943年の使用ピーク時には、エーカー当り年間50ポンドのヒ酸鉛

が使用されたとのべている。この事実からすると、10アール当たりでは、5.6kgのヒ酸鉛が投下されるので、Asとしては約50ppm/10cm深/10 aの蓄積量に相当することになる。

また、青森県における銅製剤農薬とヒ酸鉛の使用状況について、りんご病害虫防除暦(青森県編¹⁾)を参考にしてとりまとめた結果をみると(第6表)、銅(ボルドー液)の使用量は、1957年(昭和32年)以降急激に増え、最も使用量が多かったと思われる1968年(昭和43年)頃には、年間10アール当り4,615gの銅(Cu)が使用され、非火山灰土壌では42.0ppm/10cm深/10 a、火山灰土壌(黒ボク土壌)では67.1ppm/10cm深/10 aの蓄積量につながったものとみられる。1974年(昭和49年)以降には、ボルドー液の一部が有機銅に置きかえられたので、銅の使用量はかなり少なくなったものの、それでも10アール当り年間2,022gの銅が使用され、非火山灰土壌で18.5ppm/10cm深/10 a、火山灰土壌(黒ボク土壌)で29.0ppm/10cm深/10 aに相当する蓄積量となることが計算できる。

第6表 銅の年間投下量と銅濃度の増加量

年 度	昭和24年頃	昭和26年頃	昭和30年頃	昭和32年頃	昭和35年頃	昭和40年頃	昭和43年頃	昭和49年以降			
	1石2斗式 1回	1石2斗式 1回 2石4斗式 1回	1石2斗式 1回 2石4斗式 2回	1石2斗式 4回	2-12式 5回	4-12式 4回	4-12式 3回 6-12式 3回	(4-12式 7回)	4-12式 3回 有機銅 4回	有機銅 7回	
10アール当たりの年間投下量(g)	312	468	624	1248	1477	2215	4615	(4308)	2022	308	
土壌の銅濃度の年間増加量	火山灰土壌	4.5	6.8	8.9	17.9	21.2	31.7	67.1	(61.5)	29.0	4.4
(深さ10cm当りCu ppm)	非火山灰土壌	3.0	4.2	5.7	11.4	13.5	20.1	42.0	(41.9)	18.5	2.9

1. 仮比重を火山灰土壌が0.7、非火山灰土壌を1.1として深さ10cmの土壌に均一に混入したとして計算。
2. 1石2斗式、2石4斗式は硫酸銅120匁(450g)を各々1石2斗(216ℓ)、2石4斗(432ℓ)の水に溶解させたもの。

一方、ヒ酸鉛の使用状況は、1918年から1967年まで続いた³⁾が、1965年の青森県りんご指導要項¹⁾によると、津軽地方では年4回の5,425g、県南地方では年5回の7,099gのヒ酸鉛が使用されているので、ヒ酸鉛の分子式PbHAsO₄と商標表示から蓄積量を推定すると、ヒ素(As)は1年間に津軽地方で1,172g、県南地方で1,533gの使用量となる。この量は、黒ボク土壌に例をとると、津軽地方で17.0ppm/10cm深/10 a、県南地方で22.3ppm/10cm深/10 aに相当する蓄積量である。一

方、鉛(Pb)はヒ素の約2~3倍の量がヒ素(As)と同時に蓄積したことになる。

このように、青森県内のリンゴ園は、重金属類の土壌蓄積が非常に多い実態にあるが、これは重金属類農薬の散布によってもたらされたことは明白である。

4. 摘 要

1971年と1975年に、青森県下のリンゴ園を対象として、農薬散布に由来する重金属類(Cu, Pb, As)の蓄

積実態を調査した。

- (1) リンゴ園の深さ0~10cm部位における全蓄積量の最高値は、Cuが1,200ppm、Pbが2,350ppm、Asが688ppmを示す園地があり、平均値ではCuが400ppm位、Pbが450~700ppm、Asが200ppm位で、未耕地の5~26倍とけた違いに多い含量であった。また、深さ15~30cm部位の含量は、深さ0~15cm部位のそれに比べて、沖積土壌で $\frac{1}{2}$ ~ $\frac{1}{3}$ 、黒ボク土壌及び残積土壌では $\frac{1}{3}$ ~ $\frac{1}{2}$ 程度と少ない含量であった。
- (2) 重金属類の0.1N塩酸可溶含量は、土壌の違いによって異なるが、深さ0~15cm部位の全調査園の平均含量はCuが約110ppm、Pbが80ppm、Asが約4.5ppmであり、深さ15~30cm部位の含量は、0~15cm部位に比べて、平均的にCuが約 $\frac{1}{3}$ 、PbとAsは約 $\frac{1}{2}$ 程度の含量であった。また、pH4.5-N-酢酸アンモニウム可溶含量は、0.1N塩酸可溶含量に比べて沖積土壌のCu含量が少なく、黒ボク土壌のPb含量が高いことが特徴的であ

った。

- (3) 土壌の深さ0~30cmの表層土における蓄積量別の園地分布をみると、Cu含量は200~300ppmの園地が最も多く、400ppmを超える園地は全体の14.2%であり、Pb含量は100~200ppmの園地が最も多く、400ppmを超える園地が34.4%を示し、As含量では50~100ppmの園地が最も多く、200ppmを超える園地が13.6%であった。
- (4) 開園年数ごとに地表下30cmまでの蓄積量をみると、CuとPbでは未耕地に比べて開園後20~40年で約5倍、40年以上で約8倍であり、Asでは未耕地に比べて開園後20~40年で約3倍、40年以上で約8倍の蓄積量であった。
- (5) 幹からの距離と蓄積量との関係を見ると、幹から4m地点の蓄積量は、2m地点のそれに比べて少なく、平均的にはCuで84%、Pbで61%、Asで80%の比率であった。

Ⅲ 土壌に蓄積した重金属塩類の影響

青森県の古いリンゴ園では、長年にわたって散布された農薬によって、重金属類が土壌中に多量に蓄積していることが判明したので、重金属類の影響、特に、①蓄積量とリンゴ樹の生育並びに重金属類の樹体内分布、②蓄積量の多少と草生作物の生育、③蓄積量の多少が土壌微生物相並びに微生物活性に及ぼす影響について諸試験を実施した。

1. 重金属類の蓄積量とリンゴ樹の生育

(1) 試験方法

ア. 銅、鉛、ヒ素の多少とレッドスパーデリシャスの生育

1972年、水田跡地から黒ボク土壌を場内に搬入し、農

薬用の硫酸銅とヒ酸鉛を用いて、CuとPbは0ppm、200ppm、400ppm、800ppmに、Asは0ppm、100ppm、200ppm、400ppmになるように調整した。また、PbとAsの微調整には、塩化鉛とヒ酸2ナトリウムを用いた。その土壌を直径60cm、深さ40cmの植え穴に入れ、1年生レッドスパーデリシャス/マルバ台を植え付けて2年間栽培した。供試樹は試験終了時に生育調査を行うとともに解体して化学分析に供試した。分析は、乾式灰化後、銅と鉛は原子吸光光度法、ヒ素はジエチルカルバミン酸銀ピリジン溶液による比色法による。

イ. 銅の多少とわい性台リンゴ樹の生育

1972年、水田跡地の黒ボク土壌及び沖積土壌に、Cu含量が0ppm、200ppm、400ppm、800ppmになるように農

第7表 供試土壌の化学性 (1974)

土 壤	区 Cupppm	Cu (ppm)		全 炭 素 (%)	腐 植 (%)	pH		塩 基 置 換 容 量 (me)	置換性塩基 (me/100g)					塩基飽和度 (%)	磷酸吸収係数
		pH4.5-N-酢酸可溶	0.1N塩酸可溶			H ₂ O	kcl		Ca	Mg	K	Na	計		
沖積土壌	0	8	28	0.8	1.4	5.5	4.9	25.6	13.2	6.4	0.9	0.6	21.1	82.4	1080
	200	75	93	0.8	1.4	5.4	4.9	24.8	13.0	6.3	0.9	0.6	20.8	83.8	1080
	400	175	225	0.7	1.2	5.4	4.5	25.3	13.0	6.2	0.8	0.6	20.6	81.4	1060
	800	420	463	0.7	1.2	5.3	4.5	24.9	13.1	6.3	0.9	0.6	20.9	83.9	1060
黒ボク土壌	0	3	7	9.4	16.2	5.4	4.8	33.9	8.6	0.8	0.4	0.6	10.4	30.7	1500
	200	41	73	9.3	16.0	5.5	4.8	34.3	8.3	0.6	0.5	0.6	10.0	29.2	1480
	400	125	158	9.2	15.8	5.3	4.6	32.1	8.4	0.6	0.4	0.6	10.0	31.2	1480
	800	315	363	9.1	15.6	5.2	4.5	34.4	8.4	0.6	0.4	0.6	10.0	29.1	1480

リンゴ園における重金属塩類の蓄積とその影響

薬用硫酸銅を添加し、木枠で囲んだ無底ポットに入れて自然状態に放置しておいた。その土壌を1974年まで2年間放置した場合と1982年まで10年間放置した場合について試験した。

すなわち、1974年4月と1982年4月に、各々1/2500 a ワグナーポットに、先に示した木枠内の土壌を詰めて、1年生ふじ/M26を栽植し、生育2年後に生育調査を行った。樹体内のCu含量は、各部位別に風乾後粉碎し、乾式灰化後に原子吸光度法で測定した。

なお、2年間放置した1974年の供試土壌の化学性は第7表のとおりであった。

(2) 試験結果

ア. 銅、鉛、ヒ素の多少とレッドスパードリシャスの生育

栽植2年後の生育状況は、第5図のとおりであった。これによると、銅、鉛、ヒ素のいずれの重金属も、蓄積量が多くなるにつれて生育が劣る傾向を示した。しかし、生育阻害の程度は重金属の種類によって異なり、銅による生育阻害が大きく、鉛、ヒ素では小さかった。銅では、1樹当り生体重が0 ppm区で全重量が2.47kg

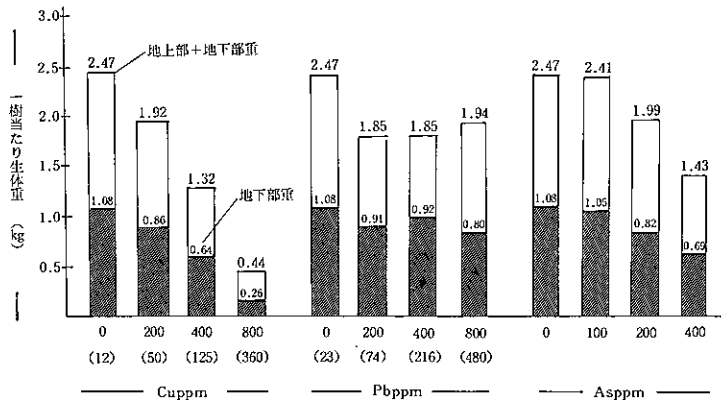
(地下部重量1.08kg)であるのに対し、200ppm区、400 ppm区、800ppm区では、各々、1.92kg (0.86kg)、1.32 kg (0.64kg)、0.44kg (0.26kg)であった。特に、400 ppm区以上では生育低下が著しく、800ppm区では枯死寸前の生育状態であった。

鉛は、0 ppm区に比べ、200ppm区、400ppm区、800ppm区の生育が劣っていたが、200ppm、400ppm、800ppmの処理間では銅の場合のような顕著な差は見られなかった。すなわち、1樹当りの全重量が0 ppm区の2.47kg (地下部重量1.08kg)に対し、200ppm区、400ppm区、800ppm区では、各々1.85kg (0.91kg)、1.85kg (0.92kg)、1.94 kg (0.80kg)であった。

ヒ素は、0 ppmと100ppmではほとんど差がなかったが、200ppm以上では生育が劣る傾向があり、400ppm区では、0 ppm区の全重量2.47kg (地下部重量1.08kg)に比べ、1.43kg (0.69kg)と少ない生育量であった。

イ. 銅の多少とわい性台リンゴ樹の生育

硫酸銅を添加して2年間放置した土壌と10年間放置した土壌を供試して試験した結果は写真-1及び第8表のとおりであった。



() はPH4.5-N-酢酸アンモニウム可溶含量
第5図 銅、鉛、ヒ素の多少とレッドスパードリシャス/マルバ台の生育 (1973)

第8表 銅の多少とわい性台リンゴ樹(ふじ/M26)の生育(処理2年後の調査) (1975, 1983)

供試土壌	区 (Cu ppm)	生 体 重 (1樹当り)				新しう長 cm		
		地 上 部 g (%)	台 木 部 g	根 g (%)	全生体重 g (%)	1年後	2年後	
1974年 実施	沖積土壌	0	152 (100)	171	130 (100)	453 (100)	177	528
		200	119 (78)	135	110 (84)	364 (80)	146	397
		400	27 (18)	74	17 (13)	118 (26)	48	7
		800	29 (19)	27	18 (14)	74 (16)	29	7
	黒ボク土壌	0	104 (100)	143	159 (100)	406 (100)	130	278
		200	106 (102)	136	148 (93)	390 (96)	118	272
		400	50 (48)	103	113 (71)	266 (66)	83	180
		800	34 (33)	80	29 (18)	143 (35)	43	7
1982年 実施	黒ボク土壌	0	127 (100)	134	143 (100)	404 (100)	-	150
		200	75 (59)	143	127 (89)	345 (85)	-	74
		400	53 (42)	77	70 (50)	200 (50)	-	49
		800	7 (6)	70	40 (30)	144 (36)	-	10

1 : 1974年実施は硫酸銅を添加してから2年間放置した土壌を供試
2 : 1982年実施は " " 10年間 " "



写真一：銅の多少とわい性台リンゴ樹の生育(1975)

これによると、硫酸銅を添加してから2年間放置した土壌を供試した場合でも、10年間放置した土壌を供試した場合でも800ppm区、400ppm区、200ppm区、0ppm区の順に少ない生長量を示し、特に、800ppm区と400ppm区の高濃度区では生育阻害が大きかった。

この様相を2年間放置した土壌を供試した結果についてのべると、植え付け2年後の1樹当たり生体重は、沖積土壌の400ppm区では0ppm区の26%、800ppm区では0ppm区の16%であり、黒ボク土壌の400ppm区では0ppm区の66%、800ppm区では0ppm区の35%の生育で、両土壌とも800ppm区では非常に生育が悪く、特に、沖積土壌の生育不良が目立った。また、部位別の生育量では、生育不良が著しかった沖積土壌の400ppm区、800ppm区と黒ボク土壌の800ppm区では、総新しょう長が短く、栽植1年後よりも2年後では更に短くなって、各々7cm程度の伸びにすぎなかった。さらに、地下部(根)の生育も沖積土壌の400ppm区、800ppm区、黒ボク土壌の800ppm区では非常に少ない根量を示し、各々0ppm区の12%、13%、14%であり、地上部よりも更に激しい生育不良を示した。

次に、処理2年後に解体し、樹体内に吸収されたCu含量を測定した結果を示すと第9表のとおりである。

第9表 銅の多少とわい性台リンゴ樹(ふじ/M26)の樹体内銅含量(処理2年後のCu ppm)(1975)

部 位	区	沖 積 土 壌				黒 ボ ク 土 壌			
		0 ppm区	200 ppm区	400 ppm区	800 ppm区	0 ppm区	200 ppm区	400 ppm区	800 ppm区
葉		51	42	52	53	70	50	61	57
1 年 枝 ¹		13	17	58	58	17	17	39	59
2 年 枝	皮	28	30	72	70	34	39	40	75
	木部	3	3	7	7	4	4	3	12
3 年 枝	皮	19	21	40	31	21	19	30	40
	木部	3	3	3	3	4	4	5	5
台木部	皮	24	29	68	83	22	21	28	62
	木部	3	3	3	3	3	4	4	7
細 根		10	19	147	340	17	20	32	69

1. 1年枝は皮部と木部を分離せず。

これによると、各部位とも、0ppm区と200ppm区ではCu含量にほとんど差が認められなかったが、細根や1年枝及び各部の皮部のような若い部位では、生育阻害の大きかった区ほど高いCu含量を示した。特に、細根のCu含量が高く、沖積土壌の800ppm区で340ppm、400ppm区で147ppm、黒ボク土壌の800ppm区で69ppm、400ppm区で32ppmと高い含量であった。このように高いCu含量を示した処理区の土壌中における0.1N塩酸抽出によるCu含量は、沖積土壌の800ppm区で463ppm、400ppm区で225ppm、黒ボク土壌の800ppm区で363ppm、400ppm区で158ppmといずれも150ppmを超える高い含量であり、それが根のCu含量に直接的に反映していた。しかし、葉中の

Cu含量は、処理区の差が認められず、また、台木の木部では、黒ボク土壌の800ppm区でやゝ高い含量を示したものの台木の皮部や細根のように顕著な差を認めなかった。

(3) 考 察

これまで、果樹園では、重金属類が農薬散布によって、土壌中に多量に蓄積していることを認めても、この集積による生育阻害については、わが国では大きな問題とはならなかったと言ってよい。

石塚ら¹⁷⁾が、水稻を用いて実験したところによれば、根の全体が50ppmの銅溶液中に浸れば枯死することがあるが、同一個体の片側の根がCuイオンに接し、他の片

側の根がCuイオンを含まない培地に接しているときには、100ppmの高濃度のCuイオンであってもそれほど生育阻害になっていないと報告している。このことから推察すれば、深根性のリンゴ樹では、根の分布が重金属類の蓄積が多い表層土に限ることなく、かなり深い土層にまで達しているため、リンゴ樹に対する重金属類の悪影響が現われにくいことが理解できる。

しかし、大杉・小沢両氏²⁰⁾は、鳥取県のナシ園で散布された銅の動態について考察し、散布された銅のほとんどは表土にたまるが、しかし、自然界の銅よりも溶解度が大きく、それが溶脱移行して心土に及ぶこともあるので、根に吸収される機会が大きいとのべ、有害作用は十分に起り得るものと推察している。

また、佐藤²⁰⁾はヒ酸鉛を混入した蓄積土壌で、ナシ長十郎苗木を植えたところ、砂質土壌では、ヒ素(As₂O₃)100ppm区で多少抑制されるようであるが、粘質土では、300ppm区でも大きな抑制は見られなかったとのべ、また、鉛(Pb)の毒性については、Asよりも更に少ない生育阻害が予想されたとのべている。

本試験において、最初、重金属類を添加して蓄積量を調整した当年の土壌を供試して、銅、鉛、ヒ素の多少がレッドスパードリシャス苗木の生育に及ぼす影響を検討した。その結果によれば、各元素とも蓄積量の多いほど生育不良が大きい傾向にあったが、鉛による生育不良が最も小さく、銅による生育不良が最も大きかった。

銅の生育阻害については、徳岡ら²⁰⁾(1940)、花田ら¹⁴⁾(1975)、日向¹²⁾(1981)は本試験と同様な方法で試験を行っており、そのうちでも徳岡ら²⁰⁾は、銅含量を0.5~1000ppmになるように硫酸塩を混合してつくった土壌で、小麦の鉢試験を行なったところ、200ppm区では僅かに生育を続ける程度にすぎなかったとのべている。本試験の銅の各区における‘レッドスパードリシャス’の生育量も、無処理区に比べて400ppm区で約半量、800ppm区では約1/5量ときびしい結果であった。

ヒ素の生育阻害については、ヒ素の使用量が多い外国の例では、Benson⁷⁾(1968)がAs含量の低いところでは、リンゴ樹は満足する生育状態にあるが、As含量の高い園地、それも開園年数の古い園地においてはヒ素による悪影響が大きく、全Asが50ppm程度でも根群の浅い土壌やわい性台木では非常に弱い生育を示すと報告している。この例にくらべると、本試験の結果は、土壌の種類や水分環境(ヒ素の形態)の違いによるためか、As400ppmでも無処理の約60%程度と比較的軽い生育阻害を示したにすぎなかった。

しかし、重金属類の蓄積による生育阻害を把握する試験方法については、本試験のように土壌に重金属類の薬品を混入して作った供試土壌では、散布された農薬の蓄

積とは異なるのではないかとする議論もある。

そこで、1972年にレッドスパードリシャスを供試した前述の試験で銅の生育阻害が大きかったこと、加えて土壌への銅蓄積につながるボルドー液散布が依然として多いことを考慮に入れ、銅無散布園の水田跡地土壌に硫酸銅を添加して2年間自然状態で放置した土壌と10年間放置した土壌を供試して、わい性台リンゴ樹を植え付け、銅の多少と生育について再度試験を行なった。その結果は、2年間放置した場合でも10年間放置した場合でもほぼ同様の結果が得られ、800ppm区、400ppm区、200ppm区、0ppm区の蓄積量の多い順に生育不良が大きくなり、そのうちでは、黒ボク土壌の800ppm区と沖積土壌の400ppm区、800ppm区は極端な生育不良を示した。

一方、生育不良の様相を樹体の部位別についてみると、生育不良の著しかった高濃度区では地上部の生育よりも地下部(根)の生育不良が顕著であり、また、生育不良の大きかった区や部位ほど樹体内Cu含量が高く、銅の影響を強く反映していた。これは、石塚¹⁸⁾、富樫²⁷⁾が報告しているように、重金属類は先づ地下部(根)に集積して、根を傷めて地上部への養水分の供給を著しく抑制することに基因するものと解釈できる。また、本試験結果によれば、同一蓄積量であっても、土壌的に腐植の少ない沖積土壌で生育不良が大きく、腐植の多い黒ボク土壌でやや軽かった。銅などの重金属類は有機質(腐植)にとりこまれ、固定化作用を促進することは古くから知られており、腐植含量が12~13%も有する黒ボク土壌で固定化作用が強く、2~3%程度の沖積土壌で弱いのが通例である。本試験に供試した土壌の銅蓄積量400ppm区、800ppm区における0.1N塩酸可溶含量をみると、沖積土壌では各々225ppm、463ppmであり、黒ボク土壌では各々158ppm、363ppmであることからみても当然の結果と考えられる。

以上のように、硫酸銅を使用した処理土壌を2年間あるいは10年間自然状態に放置した条件の中で実施した本試験結果から、銅蓄積量Cu400ppmでかなり明瞭な生育阻害が起ることが確認できた。このことから、銅蓄積に伴うリンゴ樹の生育阻害の発現は、0.1N塩酸可溶含量で(130)~150ppm、pH4.5-N-酢酸アンモニウム可溶含量で(100)~120ppmを、一応、危険水準とみなすことができよう。この水準に合せて、前述した実態調査結果をみると、地表面に近い0~10cm部位ではもちろんのこと、0~30cmまでの蓄積量でみても、危険水準を超える園地が少なくないことに注目する必要がある。

このような観点から、青森県内リンゴ園の実態をみると、近年、根群域の浅いわい化栽培が、しかも開園してから50年以上も経過して重金属類が多量に蓄積している改植園で行なわれるようになってから、改植障害や忌地

現象、すなわち、栽植1～3年以内に生育不良になる樹が散見されるようになった。この生育不良の原因には、銅など重金属類の蓄積に伴う悪影響が加算されているものと考えられる。また、花田ら¹⁰⁾は、多量に蓄積した土壌銅は、土壌が飽和し得る能力の限界量に近づいていると報告していること等を考え併せると、多量に蓄積した状態では土壌悪化が著しく、そこに栽植したリンゴ樹、特に、栽植時に表層土壌を根ぎわ部にうめ戻した状態では、生育不良になり得る機会が多いことに注意を払わなければならない。

(4) 摘 要

1972年、水田跡地の黒ボク土壌を、CuとPbが0 ppm, 200ppm, 400ppm, 800ppm, Asが0 ppm, 200ppm, 400 ppmになるように調整し、試験を実施した。

ア. 銅、鉛、ヒ素の多少とレッドスパーデリシヤス/マルバ台の生育

1972年4月、重金属含量を調整した各区土壌を直径60 cm、深さ40cmの植え穴に詰め、1年生レッドスパーデリシヤス/マルバ台を栽植し、栽植2年後の生育を調査した。

その結果は、銅、鉛、ヒ素のいずれの重金属も蓄積量が多くなるにつれて生育が劣り、そのうちでも、銅による生育不良が著しく、鉛、ヒ素ではやや弱かった。

イ. 銅の多少とわい性台リンゴ樹の生育

試験は調整土壌を2年間自然状態で放置した1974年と、10間放置した1982年の2回行なった。

供試土壌を1/2500 a ワグナーポットに詰め、1年生ふじ/M26を栽植し、1年後の生育を調査したところ、いずれもCu800ppm, Cu400ppm, Cu200ppm, Cu0 ppmの蓄積量の多い順に生育不良があった。そのうちでも、Cu400ppmとCu800ppmの高濃度区では生育不良が大きく、また、部位別では地下部の生育不良が顕著であった。

2. 重金属類の蓄積量と草生作物

(ラジノクローバー)の生育

(1) 試験方法

1972年、水田跡地の黒ボク土壌に農薬用硫酸銅を添加して、銅(Cu)の蓄積量が0 ppm, 200ppm, 400ppm, 800ppmになるように調整した。また、同じ黒ボク土壌に農薬用硫酸銅、ヒ酸鉛、硫酸亜鉛とヒ酸2ナトリウムを添加して、重金属類の総量が600ppm (Cu200ppm+Pb200ppm+Zn100ppm+As100ppm), 1200ppm (Cu400ppm+Pb400ppm+Zn200ppm+As200ppm)になるように調整した。

これらの供試土壌を木枠で囲んだ無底ポットに詰め、自然状態で3年間放置した後の1975年4月、1/5000 a ワグナーポットに詰め、ラジノクローバーを播種した。播種2年目に、年3回の刈り取りを行って生草量を把握し、10月には解体して地上部と地下部の重量を測定した後分析試料に供した。分析は銅蓄積量の各区について実施し、乾式灰化後に原子吸光度法により銅含量を測定した。

(2) 試験結果

播種2年目におけるラジノクローバーの生育状況は写真-2並びに第10表のとおりであった。



写真-2：銅の多少とラジノクローバーの生育 (1976)

第10表 重金属含量の多少とラジノクローバーの生育並びに草体中の銅含量 (1976)

区 重金属含量 ppm	生 体 重 (kg/10 a)			草体中の銅含量Cu ppm (乾物当り)	
	地上部重 (比率)	地下部重 (比率)	計 (比率)	地上部 (茎 葉 部)	地下部
0	2590 (100)	680 (100)	3270 (100)	4	18
Cu 200	2210 (85)	520 (76)	2730 (84)	12	42
Cu 400	1960 (76)	445 (67)	2405 (74)	17	182
Cu 800	265 (10)	40 (6)	305 (9)	24	306
総量 600 ¹⁾	1810 (70)	470 (69)	2280 (70)	-	-
総量 1200 ²⁾	1355 (52)	340 (50)	1695 (50)	-	-

1. 総量 600ppm = (Cu 200+Pb 200+Zn 100+As 100) ppm

2. 総量 1200ppm = (Cu 400+Pb 400+Zn 200+As 200) ppm

これによると、ラジノクローバーの生育は、Cu 0 ppm区に比べてCu200ppm区、Cu400ppm区、Cu800ppm区と蓄積量が多くなるにつれて生育不良が著しかった。特に、Cu800ppm区では発芽後に枯死する部分が多く、Cu 0 ppm区（対照区）の10～6%の生育量にすぎなかった。また、銅、鉛、ヒ素の重金属総量区間の比較では、総量1200ppm区の方が総量600ppm区よりも生育不良であった。さらに、同じ銅含量を含むCu200ppm区と総量600ppm区、Cu400ppm区と総量1200ppm区を比較すると、双方とも銅単一区よりも総量区の生育が劣っていた。

一方、草体中のCu含量は、Cu 0 ppm、Cu200ppm区、Cu400ppm区、Cu800ppm区と、土壌中の蓄積量が多くなるにつれて、茎葉部並びに根部に吸収されたCu含量が多く、特に、Cu400ppm区とCu800ppm区の根部で顕著であった。

(3) 考 察

古くから、銅は、植物の必須成分として認められ、その生理作用は炭水化物代謝や物質代謝に関与する成分とされている。特に、同一植物でも幼植物に多く含まれ、また、発育の旺盛な部位に含有量が多いことから、葉緑素の形成に関係が深い成分とされている。しかし、過剰に吸収された状態では、たんぱく質凝固を促進させる成分であるともいわれており、更に、鉄との拮抗作用のあることは周知のとおりである。

一般に、根の浅い草生作物は、重金属類が蓄積している土壌の表層部に根をおろすので、深根性のリンゴ樹よりも更に生育阻害が生じ易いと考えられる。

花田ら¹⁰⁾は、残留農薬（重金属類）が顕著に集積しているリンゴ園では、被覆作物の一部あるいはリンゴ台木から生じたヒコバエにもしばしば萎黄症状や生育障害をみかける例があるとし、また、望月¹¹⁾は、青森県リンゴ園の下草について、オオバコや菜豆の葉にみられるクロロシスは銅の過剰に基因していることが予想されるとのべていることなど草生作物は重金属蓄積量の多少に鋭敏に反応しているようである。

本試験結果でも、Cu800ppm区では、発芽後枯死するものが多くみられるなど、銅の蓄積量が多いほど生育不良が著しかった。

また、重金属としてCu400ppm、Pb400ppm、Zn200ppm、As200ppmを含む総量1200ppm区では、Cu800ppm区と同様に発芽後枯死する部分が多いなど全般に生育が非常に劣っていた。これは、銅（Cu）の蓄積量400ppm以外にヒ素（As）など他の元素の悪影響が相乗的にあらわれた結果とみなすことができる。

ヒ素と草生作物との生育の関係については、Vandecavege³⁰⁾やCraftら³¹⁾の報告がある。ワシントン州で、Vandecavege³⁰⁾(1936)は、アルファルファと大麦

は0.1N酢酸アンモニウム可溶As₂O₃含量が2ppmであれば生長が抑制されるし、Craftら³¹⁾(1939)は、カリフォルニア州の代表的土壌にヒ素濃度を種々かえて、エン麦の生長を試験したところ、砂質土では顕著な生育不良を示すことはもちろんであるが、粘質土であっても、As₂O₃100～200ppm区では0ppmの50%の生育にすぎないと報告している。このように、銅以外にヒ素も草生作物の生育に関与していることが考えられるので、今後は、ヒ素の蓄積に伴う生育阻害についても配慮する必要がある。

これまでも、リンゴ園の土壌管理法は草生敷草法を基調とし、有機物補給の面から生草量のおちこまない多年生の牧草を利用した草生形態が必要とされてきたが、この点、今後は重金属類の過剰蓄積を排除する方策を立てて草生栽培の実施をはかる必要がある。

(4) 摘 要

Cu 0 ppm、200ppm、400ppm、800ppmの黒ボク土壌並びに、重金属類の総量600ppm（Cu200ppm+Pb200ppm+Zn100ppm+As100ppm）、総量1200ppm（Cu400ppm+Pb400ppm+Zn200ppm+As200ppm）の土壌を1/5000aワグナーポットにつめ、1975年4月、ラジノクローバーを播種しその生育を調査したところ、Cu含量並びに重金属類の総量が多いほど生育不良が著しかった。

3. 銅の蓄積量と土壌微生物相並びに微生物活性

(1) 試験方法

1972年、重金属類農薬無散布の黒ボク土壌及び沖積土壌に、Cuとして200ppm、400ppm、800ppmの硫酸銅を添加した土壌と、無添加の土壌を圃場状態にて保存し、5年後の1977年10月に、土壌微生物相、アンモニア化成作用及び硝化作用について調査した。分析には、すべて生土を用いたが、方法は次のとおりである。

1) 土壌微生物相：微生物数は希釈平板法により計数し、細菌・放線菌にはアルブミン寒天培地、クリスタルバイオレット耐性細菌（以後CV耐性細菌と略す）にはクリスタルバイオレット加用アルブミン寒天培地、糸状菌にはマーチンの培地を用いた。

2) アンモニア化成作用：びん培養法により土壌水分を最大容水量の60%に調整し、30℃で4週間培養後、2N-KCl浸出全無機態窒素を定量した。アンモニア化能力は、培養後全無機態窒素から当初の無機態窒素を差し引いた値を乾土100gあたりの μg で表示した。

3) 硝化作用：びん培養法により乾土100gあたり窒素20 μg 相当の硫酸アンモニウムを加え、土壌水分を最大容水量の60%に調整し、30℃で培養した。培養後、1、2、3、4週間後に2N-KCl浸出硝酸態窒素を定量し、硝化率は培養後硝酸態窒素から当初の硝酸態窒素を

差し引いた値を添加窒素量に対する百分率で表示した。

(2) 試験結果

銅の蓄積量と土壤微生物数を第11表に示した。これによると、沖積土壌、黒ボク土壌とも銅の蓄積量が多いほ

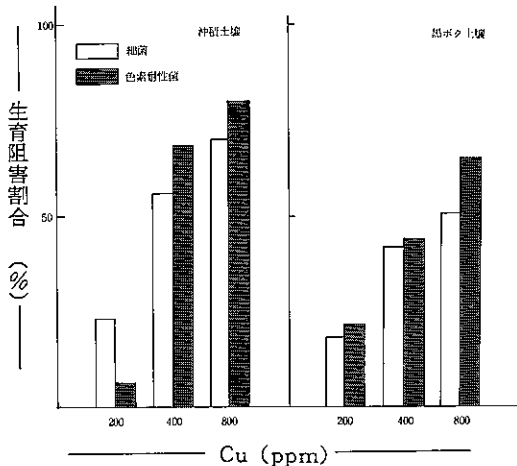
ど、細菌数が減少したが放線菌、糸状菌ではこのような傾向は認められず、土壌に蓄積した銅による土壤微生物の生育阻害は土壤微生物の種類により異なった様相を示した。

第11表 銅の多少と土壤微生物数 (1977)

処理区	沖積土壌				黒ボク土壌			
	細菌	CV耐性細菌	放線菌	糸状菌	細菌	CV耐性細菌	放線菌	糸状菌
無添加区	8.81×10^6	1.45×10^6	1.44×10^6	7.56×10^4	1.10×10^7	1.77×10^6	3.33×10^6	7.80×10^4
200 ppm区	6.92×10^6	1.37×10^6	1.91×10^6	8.68×10^4	9.23×10^6	1.41×10^6	4.09×10^6	7.36×10^4
400 ppm区	4.26×10^6	5.23×10^5	1.19×10^6	8.84×10^4	6.85×10^6	1.05×10^6	3.08×10^6	7.80×10^4
800 ppm区	3.89×10^6	3.89×10^5	1.21×10^6	1.21×10^5	5.81×10^6	7.00×10^5	2.16×10^6	8.57×10^4

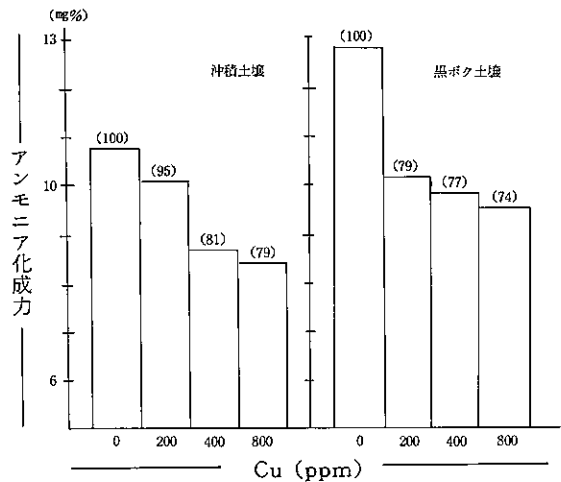
(菌数は乾土1g当り)

一方、アルブミン寒天培地に生育する細菌とクリスタルバイオレット加用アルブミン寒天培地に生育するCV耐性細菌の生育阻害割合は第6図のとおりである。これは、Cu 0 ppm区の菌数からCu200ppm区、Cu400ppm区、800ppm区の各区の菌数を差し引いた値を無添加区の菌数に対する百分率で表わした結果である。これによると、CV耐性細菌は細菌より生育阻害程度が大きく、土壌別では、黒ボク土壌よりも沖積土壌において生育が強く阻害されている。

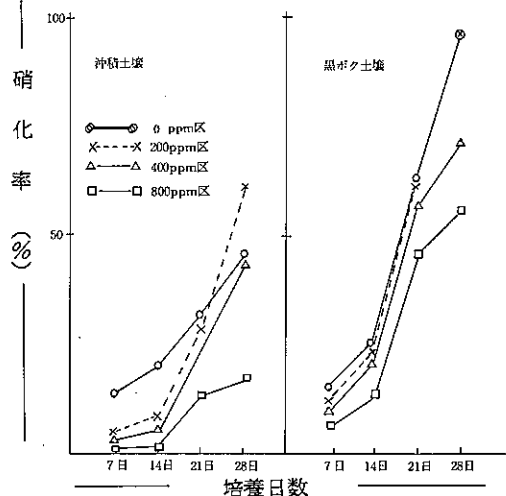


第6図 銅の多少と土壤微生物の生育阻害 (1977)

一方、銅がアンモニア化成作用と硝化作用に及ぼす影響を示した結果は第7図と第8図のとおりである。これによると、アンモニア化成力並びに硝化作用は、銅蓄積量が多いほど減少する傾向を示した。すなわち、アンモニア化成力をみると、沖積土壌では銅の蓄積量の多い順に阻害程度が大きかったが、黒ボク土壌の200ppm、400ppm、800ppmにおける阻害程度は、Cu 0 ppm区に比べ



第7図 銅の多少とアンモニア化成作用 (1977)



第8図 銅の多少と硝化作用 (1977)

てかなり顕著であるが、3区間の差は僅少であった。しかし、硝化作用は両土壤とも銅蓄積量の多い順に阻害程度が大きかった。

(3) 考 察

沖積土壤、黒ボク土壤を供試して、銅の多少と土壤微生物数について試験したところ、両土壤とも土壤中の銅含量が高いほど細菌数が減少したが、放線菌と糸状菌の減少は認められなかった。松田ら²¹⁾は土壤微生物のアルミニウム耐性について同様な報告をしているが、しかし、山本ら²²⁾は、銅含量が多くなるにつれて、細菌よりも糸状菌が増える傾向が強いことを報告し、これらの相異は、供試土壤や調査方法の違いによるものか、細菌や糸状菌など土壤微生物の種類の違いによるものか今後更に検討しなければならない。

一方、沖積土壤、黒ボク土壤の比較では、銅含量が同一であれば、沖積土壤の細菌数の減少がより強かった。この原因として、沖積土壤では銅固定化能力が黒ボク土壤よりも小さいので、微生物の生育阻害に関係する可溶性銅が沖積土壤の方が黒ボク土壤よりも多かったためと考えられる。このことは、黒ボク土壤では有機態窒素を無機化する微生物が銅の存在によって活動が抑制されたこと、すなわち、有機態窒素と銅が結合（固定化）して、微生物の分解に抵抗性を持つようになったことが考えられる。Martin ら²³⁾も複糖類に銅が結合すると微生物の分解に対する抵抗性が増大することを報告しており、腐植の多い黒ボク土壤では、腐植と銅とが容易に結合して、アンモニア化能力を減少させたものと考えられる。また、山本ら²⁴⁾は、0.1N塩酸で抽出される土壤中の銅含量が100 ppmを超えると硝化作用が抑制され、200 ppmを超えるとアンモニア化能力も影響がでると報告しているなど過剰に銅が蓄積した土壤では、土壤微生物の面からみても地力の低下を招いているようだ。

以上のように、銅蓄積土壤では細菌、特に、CV耐性細菌の生育が阻害され、糸状菌、放線菌などの銅耐性微生物が優先して、単一的な微生物相となりやすい。また、硝酸菌などの有用細菌の生育も阻害され、硝化作用、アンモニア化能力が減退して、地力の低下をも含め、樹の生育環境が一層悪化する。

これまででは、重金属は表層土に蓄積するため、深根性リンゴ樹では生育阻害が認められることが少なかったが、重金属の蓄積する表層土は土層の中で最も微生物活性が高く、土壤肥沃度も高いことが常であるので、その地力が低下する要因は厳につつまなければならぬ。農薬の使用によっては、土壤微生物相の不均衡やアンモニア化能力の低下があり、その上、施肥効率も劣るので、今後はこの点の障害を考慮した農薬の散布体系すなわち重金属類をこれ以上蓄積させない栽培管理が大切であ

る。

(4) 摘 要

1977年に、Cuの蓄積含量が、0 ppm, 200ppm, 400ppm, 800ppmの沖積土壤と黒ボク土壤を供試して、土壤微生物相、及びアンモニア化成作用、硝化作用を検討した。

銅含量の多い土壤では、細菌、CV耐性細菌の生育が阻害され、糸状菌、放線菌などの銅耐性微生物が優先して単一的な微生物相となる傾向にあった。

また、硝化菌の生育が阻害され、硝化作用が抑制されるとともに、アンモニア化成作用も銅の蓄積により阻害された。

4. 重金属類の蓄積量と樹体内分布

(1) 試験方法

ア. 重金属類の蓄積量と樹体内分布（ポット試験）

1972年、重金属の土壤蓄積量とリンゴ樹の樹体内吸収との関係を検討するため、水田跡地の黒ボク土壤に、農薬用硫酸銅とヒ酸鉛を用いて、Cuの200ppm, 400ppm, 800ppmとPbの400ppm, 800ppm, また、Asの200ppm, 400ppmの処理土壤をつくった。これらの各処理土壤と無処理土壤（0 ppm）を360ℓコンリットポットに詰め、1年生レッドスパーデリシャスを栽植した。各区とも2ポットずつ供試し、銅、鉛、ヒ素を含まない農薬を散布しながら栽培し、生育6年後の1978年6月に解体調査するとともに部位別に化学分析を行なった。

収穫果は生果のまま、幼果は乾物として過塩素酸分解法により分析したが、他の部位は熱風乾燥粉砕後に乾式灰化法により分析した。

イ. 現地における細根並びに果実中の重金属含量

1) 蓄積量と細根中の重金属含量

1975～1977年にかけて、開園後50年以上経過した現地リンゴ園から沖積土壤の28園と黒ボク土壤の20園を選び、20年生スターキングデリシャス樹を対象とし、幹から1 m地点の深さ0～30cm部位の土壤とその土層内に分布する細根を採取して重金属含量を調査した。

土壤の重金属含量は、風乾細土につき過塩素酸分解法による全蓄積量と0.1N塩酸可溶含量を測定した。また、細根中の重金属含量の測定は、乾式灰化法によった。

2) 蓄積量と果実中の重金属含量

1972年に沖積土壤、黒ボク土壤及び残積土壤から、それぞれ蓄積量の異なる4園地を選んで土壤と果実（‘国光’）を採取し、土壤中の蓄積量と果実中の重金属含量との関係を調査した。

土壤は深さ30cmまで採土し、過塩素酸分解法によって重金属類の全蓄積量を測定するとともに、0.1塩酸可溶含量を測定した。果実中の重金属含量は果肉部分を供試し、過塩素酸分解法によって測定した。

(2) 試験結果

ア. 重金属類の蓄積量と樹体内分布（ポット試験）
 処理後6年を経過した7年生樹の1樹当たり重量をみると、Cu蓄積量の多少では、無処理（0 ppm）区の重量40.0kgに対して、200ppm区では大差がなく、400ppm区では75%、800ppm区では42%の生長量であった。しかし、Pb蓄積量では400ppm区、800ppm区とも無処理区と大差がなく、As蓄積量では200ppm区は無処理区と差がなく、400ppm区でも85%の生長量であった。

このような生育差を示した各処理の樹体各部位における重金属含量を示すと第12表のとおりである。

これによると、Cu、Pb、Asとも細根で最も高い含量を示し、収穫果で最も低い含量を示した。

蓄積量の多少と樹体内含量との関係を見ると、Cuは、細根で800ppm区、400ppm区、200ppm区、0 ppm区の蓄積量の多い区ほど高含量を示し、太根、台木部など他の地下部でも同様な傾向を示していたが、葉と収穫果では全くその傾向が認められなかった。Pbは、収穫果を除いた各部位とも、800ppm区、400ppm区、0 ppm区の順に高い含量を示し、その差は細根で顕著であった。Asは収穫果では蓄積量との関係は認められなかったが、細根、太根、台木部、葉、1年枝では200ppm区、400ppm区の方が0 ppm区よりも高含量を示し、特に、細根でその傾向が顕著であった。

次に、樹体各部位の重金属配分率を示すと第13表のとおりである。

第12表 重金属の部位別含量 (ppm) (場内ポット試験) (1978)

区	部位 ppm	葉	枝 齢 (年枝)							短 果 枝	台 木 部	根		幼 果	収 穫 果 ¹		
			1	2	3	4	5	6	7			細根	太根		年 1975	年 1976	年 1977
Cu 含量	0	13.7	23.8	22.1	13.7	10.5	7.4	6.6	6.4	29.8	18.0	22.8	7.5	13.0	0.90	0.95	1.02
	200	11.0	14.2	13.8	13.8	9.7	10.7	6.5	6.4	23.2	12.0	59.2	8.7	13.5	0.70	0.80	0.98
	400	10.4	25.7	21.7	19.2	8.4	8.5	7.4	7.5	28.9	35.8	89.8	14.9	17.6	0.70	0.95	1.00
	800	9.6	17.1	12.8	10.7	16.1	12.7	12.9	7.5	23.8	42.5	140.9	13.9	12.2	0.70	0.95	1.02
Pb 含量	0	10.6	10.8	10.5	10.5	10.5	10.6	11.1	10.7	21.3	21.2	21.7	21.4	21.7	1.22	0.99	1.00
	400	10.7	35.8	31.7	31.9	21.2	21.3	21.1	10.6	48.1	42.2	109.0	42.9	16.5	1.22	0.99	1.03
	800	37.1	42.6	79.9	76.5	53.4	53.7	53.6	53.6	94.9	123.8	638.7	91.1	22.0	1.22	1.04	1.06
As 含量	0	tr	0.22	0.21	0.17	0.11	0.19	0.11	0.17	0.32	0.25	0.30	0.21	0.26	0.02	0.02	0.02
	200	0.33	0.27	0.13	0.16	0.16	0.16	0.13	0.13	0.33	0.80	1.20	0.32	0.28	0.03	0.03	0.03
	400	0.47	1.06	0.27	0.16	0.13	0.16	0.13	0.11	0.39	1.31	3.37	0.68	0.25	0.04	0.03	0.02

1. 収穫果は生果重当り、他の部位は乾物重当りのppm

第13表 重金属含量の部位別配分率 (%) (場内ポット試験) (1978)

処理 区	部位 ppm	葉	地 上 部							地 下 部					T / R 率		
			枝 齢 (年枝)							短 果 枝	幼 果	計 (T)	台 木 部	根		計 (R)	
			1	2	3	4	5	6	7					細根			太根
Cu 配分 率	Cu 0	8.4	0.3	2.1	1.7	2.8	3.2	6.1	7.1	7.1	3.9	42.9	21.9	25.7	9.9	57.5	0.74
	200	4.7	0.9	0.8	0.9	1.1	2.0	4.9	5.8	2.9	1.0	25.0	14.4	52.0	8.7	75.1	0.33
	400	2.3	0.1	0.2	2.2	1.7	4.1	1.5	4.5	1.9	1.4	19.9	15.9	51.5	12.4	79.8	0.25
	800	2.3	0.5	0.9	0.7	1.4	1.4	0.9	2.7	0.5	0.7	12.0	17.8	59.7	10.4	87.9	0.14
Pb 配分 率	Pb 0	5.1	0.1	0.8	1.0	2.2	3.6	7.9	9.2	4.0	5.0	38.9	20.0	19.0	21.9	60.9	0.64
	400	2.8	0.3	1.4	1.1	1.4	3.3	4.3	5.4	3.9	0.8	24.7	20.3	24.6	30.4	75.3	0.33
	800	2.5	0.1	0.7	1.1	0.8	3.7	5.2	6.6	2.0	0.4	23.3	9.7	46.0	21.2	70.9	0.30
As 配分 率	As 0	-	0.1	1.3	1.3	2.0	5.5	6.6	12.4	5.1	5.1	39.4	20.1	22.3	18.3	60.7	0.64
	200	5.4	0.1	0.4	0.1	0.4	1.1	1.8	4.4	0.7	1.8	10.8	19.9	44.7	19.2	83.8	0.13
	400	4.0	0.2	0.2	0.3	0.3	3.4	1.3	1.7	1.4	1.4	14.2	19.2	50.8	15.9	85.9	0.16

リンゴ園における重金属塩類の蓄積とその影響

これによると、Cu、Pb、Asとも、地下部の配分率が高く、蓄積量が多くなるにつれて、その割合が大きかった。すなわち、配分率をT/R率でみると、Cuでは、0ppm区が0.74、200ppm区0.33、400ppm区0.25、800ppm区0.14であった。Pbでは、0ppm区0.64、400ppm区0.33、800ppm区0.30であり、Asでは0ppm区

0.64、200ppm区0.13、400ppm区0.16であった。

イ. 現地における細根並びに果実中の重金属含量

1) 蓄積量と細根中の重金属含量

深さ0~30cmの表層土における重金属の蓄積量と細根中含量を調査した結果を第14表に示した。また、土壌中の含量と細根中の含量との関係は第15表のとおりである。

第14表 現地リンゴ園における土壌中重金属含量並びに細根中の重金属含量 (1975~1977)

土壌 含量 範囲	黒ボク土壌				沖積土壌				
	全含量	0.1N塩酸可溶含量	pH4.5-N酢酸可溶含量	細根中量	全含量	0.1N塩酸可溶含量	pH4.5-N酢酸可溶含量	細根中量	
Cu (ppm)	最高	660	160	155	72	435	197	102	59
	最低	135	5	3	10	120	37	12	10
	平均	318	41	24	31	287	115	55	25
Pb (ppm)	最高	1300	120	460	249	870	171	133	167
	最低	130	5	6	5	127	15	7	12
	平均	481	29	119	69	365	71	62	37
As (ppm)	最高	427	8	-	20.6	339	18.9	-	4.0
	最低	11	0.2	-	2.0	23	0.7	-	1.1
	平均	128	1.5	-	6.9	129	5.9	-	2.7

第15表 現地リンゴ園における土壌中重金属含量と細根中含量との相関係数¹ (r) (1975~1977)

土壌 ²	土壌中重金属含量	Cu	Pb	As
沖積土壌	全蓄積量	0.612 ***	NS	0.487 **
	0.1N塩酸溶出量	0.575 ***	NS	0.554 **
	pH4.5-N酢酸アンモニウム溶出量	0.573 ***	NS	-
黒ボク土壌	全蓄積量	NS	NS	NS
	0.1N塩酸溶出量	0.818 ***	0.755 ***	NS
	pH4.5-N酢酸アンモニウム溶出量	0.748 ***	0.445 *	-

1. * P=0.05, ** P=0.01, *** P=0.001

2. 深さ0~30cmの平均値

細根中のCu含量をみると、沖積土壌では最高が59ppm、平均で25ppmであり、黒ボク土壌では最高が72ppm、平均で31ppmであった。この細根中の含量は、土壌の全蓄積量との間には、沖積土壌で相関関係を認められたものの、黒ボク土壌では関係がなく、0.1N塩酸可溶含量との間には両土壌とも正の強い相関関係が認められ、土壌中の含量が多いほど細根中の含量が多かった。

細根中のPb含量は、沖積土壌では最高が167ppm、平

均で37ppmであり、黒ボク土壌は最高が249ppm、平均で69ppmであった。この細根中の含量と土壌中の含量との相関関係をみると、黒ボク土壌の0.1N塩酸可溶含量との間に強い正の相関関係を認められたものの、沖積土壌では全蓄積量、0.1N塩酸可溶含量とも相関関係が認められなかった。

細根中のAs含量は、沖積土壌で最高が4.0ppm、平均で2.7ppmであり、黒ボク土壌では最高が20.6ppm、平均

で6.9ppmであった。この細根中の含量と土壌中の含量と相関係数をもとめたところ、沖積土壌では全蓄積量、0.1N塩酸可溶含量の双方とも強い正の相関関係が認められ、土壌中の含量が多いほど細根中の含量が多かったが、黒ボク土壌では土壌中の含量と細根中の含量との相

関関係は認められなかった。

2) 蓄積量と果肉中の重金属含量

果肉中の生体当り重金属含量は第16表のとおりであった。

これによると、Cuが0.96~1.92ppm、Pbは全調査

第16表 現地りんご園における土壌及び果肉中重金属濃度 (1972)

土 壌	圃 地	土 壌 中 重 金 属 濃 度 ¹ (ppm)			果 肉 中 重 金 属 含 量 ² (ppm)		
		C u	P b	A s	C u	P b	A s
沖 積 土 壌	1	444	672	154	1.36	0.6	0.054
	2	254	279	147	1.44	0.6	0.036
	3	181	250	139	0.96	0.6	0.044
	4	140	75	7	1.60	0.6	0.012
火 山 灰 土 壌	1	606	1023	354	1.92	0.6	0.012
	2	273	446	245	1.52	0.6	0.012
	3	69	93	21	1.04	0.6	0.012
	4	111	135	57	1.36	0.6	0.012
残 積 土 壌	1	323	489	240	1.36	0.6	0.024
	2	256	648	184	1.12	0.6	0.024
	3	121	263	62	1.20	0.6	0.012
	4	79	153	44	1.12	0.6	0.012

1. 深さ0~30cmの乾土当たりの平均値

2. 品種国光、生体当たりのppm

園で0.6ppm、Asは0.012~0.054ppmと検出できないくらい極めて少ない含量であり、土壌中の蓄積量の多少による差異も認められなかった。

(3) 考 察

重金属類が樹体内では根に最も多くとりこまれることは多くの作物で知られていることであるが、本試験の土壌中の重金属含量と樹体内分布について行った試験でも、銅、鉛、ヒ素は根にとりこまれ、蓄積量が多いほど根に吸収される度合いが大きかった。

銅蓄積量の多少が、りんご樹体内への吸収と配分に及ぼす影響をみた大型ポット試験の結果では、Cu800ppm区、400ppm区、200ppm区、0ppm区の順に、根の銅含量が高いとともに、根への配分率が高くなり、地上部の枝や果実に対する配分率が低かった。石塚ら¹⁰⁾は、銅などの重金属類は地下部に集積して、地上部への養水分子の移行を阻害するのとべているなど、銅の生育阻害は、先づ根に障害を与えるようである。

鉛蓄積量の多少が、樹体内への吸収と配分に及ぼす影響も銅の場合と同様で、Pb800ppm区、400ppm区、0ppm区の順に蓄積量が多いほど根の含量、配分率が高く、地上部への配分が少ない傾向を示していたが、生育阻害は小さかった。

さらに、ヒ素蓄積量の多少が樹体内への吸収、配分に及ぼす影響も、地下部への配分率は銅と鉛のそれと大差がなく、As0ppm区で61%、200ppm区で84%、400ppm区で86%と、蓄積量が多いほど地下部に対する配分が多く、地上部に対する配分が少なかった。

重金属類の転流、蓄積状態について、竹尾¹¹⁾は茶幼植物を供試して水耕栽培を行ったところ、銅と鉛は根部蓄積型を示していたが、ヒ素は根から吸収されたものの85%は茎と葉に転流するいわゆる伸育部転流型であると報告している。しかし、青森県りんご試験場⁹⁾において5年生ふじを供試した¹²⁾Asの水耕栽培で、Asの樹体内分布割合をみた結果では、根に77.1%、葉に11.5%、枝に4.4%、果心部に2.8%、果皮に2.7%、果肉に1.5%の分布率であると報告し、根部蓄積型の様相を示していたが、本試験でもこの成績と一致する結果であった。

りんご樹体内におけるCu、Pb、Asの配分率は、蓄積量が少ない状態では、各元素とも枝、葉、果実などの地上部で40%、根及び台木部の地下部で60%の比率が保たれているが、蓄積量が増加するにつれて根部への集積が高まり、地下部への配分率はCu800ppm区で88%、Pb800ppmで71%、As400ppmで86%を占めていた。

このような重金属類の吸収と配分は、現地りんご園に

おける細根並びに果実中の重金属含量を調査した結果からもうかがうことができる。

現地リンゴ園の深さ0~30cmの表層土から採取した細根中の重金属含量は、Cuの最高含量が沖積土壌で59ppm、黒ボク土壌で72ppmであり、Pbの最高含量が沖積土壌で167ppm、黒ボク土壌で249ppmを示し、Asのそれは沖積土壌4.0ppm、黒ボク土壌で20.6ppmであった。この細根中の含量と土壌中の含量との関係をみると、沖積土壌ではCuとAsの両元素とも全蓄積量及び0.1N塩酸可溶含量との間に、黒ボク土壌ではCuとPbが0.1N塩酸可溶含量との間に、強い正の相関関係が認められ、土壌中の含量が細根中の含量に反映していた。

一方、現地リンゴ園から収穫した果実の果肉中の重金属含量は、Cuでは0.96~1.92ppm、Pbでは各調査園とも0.6ppmであり、AsはCuとPbよりもけた違いに少ない含量であった。この含量は食品衛生法に基づく残留基準値²⁰⁾、あるいは暫定許容量(昭和31年厚生省通達、Cu:50ppm、Pb:7ppm、As:2.9ppm)と比較して非常に少ない含量であり、土壌中における蓄積量の多少には全く影響されていなかった。

以上の結果を総合すると、土壌中に蓄積した銅、鉛、ヒ素の重金属類は、根にとりこまれて地上部には移行し難く、少なくとも果実中にはほとんど移行しないものとみて差しつかえないようである。

(4) 摘 要

土壌中に重金属類が多量に蓄積している状態で生育した場合に、根や果実などの樹体内に重金属類がどのようにとりこまれるかを検討するために、次の実験を実施した。

IV 重金属塩類による生育阻害対策

土壌中から蓄積した重金属類を除去することは極めて難しい。リンゴ園における重金属類による生育阻害を軽減させるための実用的な方法を見出すために、土壌改良による固定化促進法について2、3の試験を実施した。

1. 重金属類の固定化法の検討

(1) 試験方法

ア. 固定化要因の検討

1975年、重金属類(Cu, Pb, As)の固定化と土壌要因の関係を検討するために、沖積土壌と黒ボク土壌から、それぞれ32園を選び、深さ0~15cm部位から採土した。

ア. 重金属類の蓄積量と樹体内分布(ポット試験)

1972年、1年生レッドスパーデリシャスをCuが0ppm、200ppm、400ppm、800ppm、Pbが0ppm、400ppm、800ppm、Asが0ppm、200ppm、400ppmの黒ボク土壌を詰めた大型ポットに栽植し、生育6年後の1978年に解体調査したところ、樹体各部の重金属含量は、Cu、Pb、Asとも細根で最も高い含量を示し、収穫果で最も低い含量であった。また、部位別配分率では、地上部よりも地下部で大きく、それも蓄積量が多いほど地下部の配分率が高かった。

イ. 現地における細根並びに果実中の重金属含量

1) 蓄積量と細根中の重金属含量

1975年から1977年にかけて、開園50年以上を経過した黒ボク土壌と沖積土壌の20年生スターキングデリシャスを対象として、0~30cmまでの深さにおける土壌中並びに細根中のCu、Pb、As含量を調査した。

細根中のCu含量は両土壌とも、土壌中Cu含量が多いほど細根中Cu含量が高かった。

細根中Pb含量は、黒ボク土壌で0.1N塩酸含量が高いほど細根中含量が高かったが、沖積土壌ではその傾向がなかった。

細根中As含量は、黒ボク土壌では土壌中のAs含量と相関関係が認められなかったが、沖積土壌では、土壌中にAsが多いほど細根中にも多かった。

2) 蓄積量と果実中の重金属含量

果実中のCu含量、Pb含量並びにAs含量は非常に少ない含量であるとともに、土壌中の蓄積量の多少とも関係が認められなかった。

分析は風乾細土を供試し、Cu、Pb、Asの重金属類は過塩素分解法による全蓄積量と0.1N塩酸可溶含量を測定し、腐植含量及びpHは常法によって定量した。

イ. 土壌改良材の施用と銅の固定

1974年、各種の土壌改良材を施用することによって、銅の固定化が促進するかどうかについて検討した。

直径21cm、深さ35cmの塩ビパイプを土中に埋め、それに第17表に示すように各種土壌改良材を混合したCu含量の異なる沖積土壌(230ppm、420ppm、870ppmの3種)及び黒ボク土壌(250ppm、580ppm、800ppmの3種)を詰め、処理2年3か月後の1976年に採土し、0.1N塩酸溶出量を測定し、次の式により、土壌改良材の固定化効果、すなわち、改良材を施用した時の銅の減少率をもとめた。

$$\text{固定化効果} = \frac{(\text{改良材無施用区の0.1N塩酸可溶Cu ppm}) - (\text{改良材施用区の0.1N塩酸可溶Cu ppm})}{\text{改良材無施用区の0.1N塩酸可溶Cu ppm}} \times 100$$

第17表 試験区と改良資材の投入量

区名	沖積土壌		黒ボク土壌		
	パイプ当り (g)	10 a 換算 (kg)	パイプ当り (g)	10 a 換算 (kg)	
苦土石灰施用	Ca ₁	13	376	11	318
	Ca ₂	27	780	33	954
	Ca ₃	43	1243	75	2168
よう成リン肥施用 ¹	P ₁	36	1000	48	1400
	P ₂	144	4000	192	5600
腐植質改良剤施用	H ₁	17	500	17	500
	H ₂	68	2000	68	2000
対照		0	0	0	0

1. よう成リン肥はP₁区でリン酸吸収係数の10%、P₂区で40%相当量を目標とした。
2. 腐植質改良剤は、腐植酸28.6%、フルボ酸3.2%、セルローズ2.3%、リグニン13.8%の組成で草炭と泥炭を原料としたものを使用した。

(2) 試験結果

ア. 固定化要因の検討

重金属類の蓄積量が多い深さ0~15cmの土壌を採土して、全蓄積量に対する0.1N塩酸可溶含量の溶出割合を調査した結果を示すと第18表のとおりである。

これによると、重金属類の0.1N塩酸溶出率は、両土

壌ともCuが最も多く、次いでPb、Asの順であった。

土壌による溶出率をみると、Cuは沖積土壌で平均的に41.1%、黒ボク土壌で14.0%、Pbは沖積土壌で18.1%、黒ボク土壌は7.7%を示し、Asは沖積土壌で4.4%、黒ボク土壌は1.0%であり、各元素とも沖積土壌の溶出率が黒ボク土壌のそれより高かった。

第18表 重金属類の固定化要因の検討に供試した全蓄積量、0.1N塩酸溶出率、腐植、pHの最高、最低、平均の含量¹(1975)

土壌 ¹	含量区分	全蓄積量 (ppm)			0.1N塩酸溶出率 (%)			腐植含量 (%)	pH (kcl)
		Cu	Pb	As	Cu	Pb	As		
沖積土壌	最高	860	1400	408	67.9	31.8	14.2	4.0	6.1
	最低	140	80	28	25.1	3.4	0.4	1.6	3.4
	平均	439	481	161	41.1	18.1	4.4	2.9	5.0
黒ボク土壌	最高	1400	1960	480	49.4	26.9	2.8	21.0	6.7
	最低	30	60	26	0.3	0.3	0.1	5.4	3.4
	平均	485	714	186	14.0	7.7	1.0	11.1	4.9

1. 32園地の深さ0~15cmの土壌

このような差異を示した各元素の0.1N塩酸溶出率について、土壌中の腐植含量及びpH (kcl) との相関関係をもとめたところ、第19表のとおりであった。

これによると、0.1N塩酸可溶含量の溶出率と腐植含量との間には、沖積土壌ではPbのみがやや強い、黒ボク土壌では、Cu、Pb、Asとも弱い負の相関関係を示す程度にすぎなかったが、沖積土壌と黒ボク土壌をあわせた全調査園を対象とした場合にはCu、Pb、Asの各元素とも強い負の相関関係があり、腐植含量が多い

ほど溶出率が低かった。

また、pH (kcl) との関係をみると、全調査園を対象とした場合はCuとPbが弱い~やや強い負の相関関係が、沖積土壌ではPbとの間のみ強い負の相関関係を示したにすぎなかったが、黒ボク土壌ではCu及びPbとの間に強い、Asでもやや強い負の相関関係が認められるなど、一般に各元素の溶出率はpHに大きく影響されることを反映していた。

リング園における重金属塩類の蓄積とその影響

第19表 0.1N塩酸による銅、鉛、ヒ素の溶出率と土壌要因との相関係数¹(r) (1975)

土 壤	土壌要因との相関関係	C u	P b	A s
沖積土壌 + 黒ボク土壌	腐植含量との単相関	-0.753 ^{***}	-0.633 ^{***}	-0.526 ^{***}
	pH(kcl)との単相関	-0.260 [*]	-0.490 ^{**}	N S
	腐植含量とpH(kcl)との重相関	0.802 ^{**}	0.808 ^{**}	0.525 ^{**}
沖積土壌	腐植含量との単相関	N S	-0.524 ^{**}	N S
	pH(kcl)との単相関	N S	-0.558 ^{***}	N S
	腐植含量とpH(kcl)との重相関	N S	0.670 ^{**}	N S
黒ボク土壌	腐植含量と単相関	-0.359 [*]	-0.427 [*]	-0.365 [*]
	pH(kcl)との単相関	-0.647 ^{***}	-0.712 ^{***}	-0.456 ^{**}
	腐植含量とpH(kcl)との重相関	0.725 ^{**}	0.812 ^{**}	0.570 ^{**}

1. * p=0.05、** p=0.01、*** p=0.001

イ. 土壌改良材の施用と銅の固定
場内で沖積土壌と黒ボク土壌を供試して、苦土石灰、

よう成リン肥、腐植質改良剤を施用した時の銅の固定化
効果は第20表のとおりである。

第20表 土壌改良材の施用と銅の固定化効果¹(%)、(1974)

区 名	土 壤 全Cu蓄積量(ppm)	沖 積 土 壌			黒 ボ ク 土 壌		
		230	420	870	250	580	800
苦土石灰施用	Ca ₁	8.3	0	3.1	11.9	0	0
	Ca ₂	8.3	4.1	3.7	32.8	16.7	1.5
	Ca ₃	12.5	10.4	10.2	49.3	44.4	10.3
よう成リン肥施用	P ₁	0	0	0	29.9	19.4	0
	P ₂	12.5	12.5	9.2	59.7	55.6	14.7
腐植質改良剤施用	H ₁	0	0	0	37.1	5.6	0
	H ₂	0	0	0	23.9	5.6	0

1. 固定化効果 = $\frac{(\text{改良材無施用区の0.1N塩酸可溶Cu ppm}) - (\text{改良材施用区の0.1N塩酸可溶Cu ppm})}{\text{改良材無施用区の0.1N塩酸可溶Cu ppm}} \times 100$

1) 苦土石灰、よう成リン肥の施用による固定化効果：両土壌とも苦土石灰及びよう成リン肥の施用量が多いほど固定化効果大きい傾向にあったが、その程度は黒ボク土壌で大きく、沖積土壌では小さかった。黒ボク土壌では、Cu蓄積量が少ない土壌ほど固定化

効果が大きく、Cu蓄積量が250ppm土壌と800ppm土壌とを比較すると、250ppm土壌の固定化効果がCa₃区(苦土石灰21.68kg/10a区)で49.3%、P₂区(よう成リン肥5600kg/10a区)で59.7%を示したのに、800ppm土壌ではCa₃区及びP₂区でも10.3~14.7%の固定化効果にす

ぎなかった。一方、沖積土壌では全蓄積量の多少ともあまり関係がなく、また、固定化効果そのものが小さい割合を示した。

2) 腐植質改良剤の施用による固定化効果：黒ボク土壌は、Cu蓄積量が低い土壌すなわち250ppm土壌では腐植質改良剤を施用することによって固定化が促進されたが、580ppm土壌と800ppm土壌のように蓄積の多い場合には、その傾向は認められなかった。また、沖積土壌では、蓄積量の多少に関係なく、腐植質改良剤施用による固定化効果は認めることができなかった。

(3) 考 察

重金属類の土壌中における固定化作用を促進する要因として、古くから、コロイド状物質、有機物（腐植）、アルカリ化作用等が知られ、このうちでも、Willis ら²⁰⁾ (1936)は銅と鉄との拮抗現象を、Vandecavege ら²¹⁾ (1936)は硫酸鉄の施用によるヒ素毒性の軽減を、佐藤氏²²⁾ (1942)及びHurd-Harrer¹⁹⁾ (1936)は、リン酸資材の施用によるヒ素毒性の軽減を、また、花田ら¹⁰⁾ (1975)は、硫酸第一鉄と炭カルの併用によるヒ素害対策について報告している。

本試験で黒ボク土壌と沖積土壌を対象として全蓄積量と0.1N塩酸可溶含量並にpH4.5-N-酢酸アンモニウム可溶含量との相関関係を検討した結果では、沖積土壌では銅、鉛、ヒ素とも強い相関関係があり、また、黒ボク土壌では、0.1N塩酸可溶含量の銅で相関関係は認められなかったものの、他はいずれも相関関係が認められ、全般に、全蓄積量が多ければ、可溶性含量も高かった。

このことから推察すれば、花田ら¹⁰⁾がのべているように、蓄積量の多い圃地では、土壌が吸着し得る能力の限界を越えてしまって、固定化が難しい傾向が窺われ、事実、場内で行なった苦土石灰、よう成リン肥、腐植質改良剤の施用による固定化効果を見た試験結果でも、Cu250ppm土壌は、苦土石灰とよう成リン肥を多量に施用することによって無施用よりも60%程度の大きい固定化を示していたのに比べ、蓄積量の多いCu800ppm土壌では10~15%程度の固定化効果にすぎなかった。このことから考えても、蓄積量が多くなればなるほど可溶性含量が多くなって固定化対策は難かしくなることが示唆された。

腐植との関係については、腐植含量2~3%の沖積土壌の方が、腐植含量10~15%の黒ボク土壌よりも溶出率が非常に多いこと、また、腐植の多い黒ボク土壌では、銅、鉛、ヒ素の溶出量が腐植含量と負の相関関係にあったが、腐植の少ない沖積土壌ではその関係がうすれるなど、腐植の多少が固定化に関係していることは明らかである。

pHとの関係では、総じて酸性が改善されれば、溶出

量（率）も少なくなる傾向が窺われるものの、蓄積量の多少に左右されるため腐植含量よりも弱い相関関係にあった。しかし、黒ボク土壌と沖積土壌に苦土石灰とよう成リン肥を施用した試験でも、pHの改善により溶出量が減少する結果であった。

これらのことから総合的に判断すると、重金属類は、pHと腐植含量を増加させれば、溶出量の減少につながるので、石灰質肥料並びによう成リン肥の施用、有機物施用は固定化対策上欠くべからざる手法となる。

これまでも、リンゴ園では、石灰質肥料、リン酸質肥料、有機物の施用によって土壌改良を実施してきたが、間接的には、これらの対策は重金属の固定化対策にもつながるものであることを確認することができた。

(4) 摘 要

1974年から1977年にかけて、重金属類の固定化促進法を検討するために、次の試験を実施した。

ア. 固定化要因の検討

銅、鉛、ヒ素の固定化要因を検討するために、沖積土壌と黒ボク土壌を供試して、全蓄積量、0.1N塩酸可溶含量、pH並びに腐植含量との各々の相関関係をもとめた。

両土壌並びに銅、鉛、ヒ素とも全蓄積量と0.1N塩酸可溶含量との間には、強い正の相関関係があり、蓄積量が多ければ溶出量が多かった。また、全体としては、腐植含量とpHが固定化要因にかかわっていた。

イ. 土壌改良材の施用による銅の固定

場内で、沖積土壌と黒ボク土壌を供試して苦土石灰、よう成リン肥、腐植質改良剤を施用した時の銅の固定化効果を試験したところ、苦土石灰、よう成リン肥の施用量が多いほど固定化効果が大きい傾向にあったが、その程度は、黒ボク土壌で大きく、沖積土壌で小さかった。

また、腐植質改良剤の施用による銅の固定化効果は、全蓄積量が少ない土壌では効果があったが、全蓄積量が多い土壌では効果は認められなかった。

2. 改植時における銅蓄積による生育阻害の防止法の検討

(1) 試験方法

ア. 全園の土壌改良による草生作物の生育

1977年、開園後80年を経過した埴質沖積土壌の改植園において第21表の試験区のように、深耕、石灰質肥料及び堆肥施用を組合せた試験区を設け、重金属類の固定化状況を把握した。また、処理開始と同時にラジノクローバーを各区に播種して、その生育から処理区の効果を経験的に判定した。

リンゴ園における重金属塩類の蓄積とその影響

第21表 試験区 の 構成

区	処 理 方 法
無 改 良 区	地表面 5 cm程度を耕起
深 耕 区	地表下30cmまで耕起
土 壤 改 良 一 区	苦土炭カル + 堆 肥 + 深耕区 { 苦土炭カル 10 a 当り 1000kg {(kcl)pH 4.0→5.5} { 堆 肥 〃 4000kg
土 壤 改 良 二 区	苦土炭カル + よう成リン肥 + 堆 肥 + 深耕区 { 苦土炭カル 10 a 当り 660kg {(kcl)pH 4.0→5.5~6.0} { よう成リン肥 〃 900kg {磷吸の5%相当量の施用} { 堆 肥 〃 4000kg

イ. 植え穴改良時に施用する土壤改良材による銅の固定化とリンゴ樹の生育

水田跡地の黒ボク土壤に、Cu含量が0 ppm, 200ppm, 400ppm, 800ppmになるように農薬用硫酸銅を添加して、木枠で囲んだ無底ポットに入れて、11年間自然状態に放置しておいた土壤を供試し、1984年4月に試験を開始した。

土壤改良材は、青森県で示すリンゴ植え穴改良の方法²⁾(直径60cm, 深さ60cmの植え穴に、苦土炭カル1kg, よう成リン肥0.5kg, 堆肥10kgを施用する)に準じ、2500分の1 a ワグナーポットに供試土壤と混合しながら施用し、1年生ふじ/M26を栽植し、生育1年後の1984年

11月に解体調査を実施した。

(2) 試験結果

ア. 全園の土壤改良による草生作物の生育

現地の改植園で、石灰質肥料と堆肥を施用して、30cm深耕を行なった後における銅の溶出率とラジノクローバーの生育を示した結果は第22表のとおりである。

これによると、土壤改良をした深さ0~30cmまでの銅の溶出率は処理1年6か月後では、無改良区の31.3%に対して、30cm深耕区では24.1%であり、更に、土壤改良1区(30cm深耕区に苦土炭カルと堆肥施用)では17.2%、土壤改良2区(1区によう成リン肥を追加した区)では16.6%まで溶出量が低下し、銅の固定化傾向が大きかつ

第22表 土壤改良による銅の溶出率変化とラジノクローバーの生草収量(1977-1978)

分析項目 深 さ cm 処理	全Cu蓄積量 (ppm)	土 壤 の 変 化								ラジノクローバー の 生 草 収 量 kg/10 a / 1 年	
		試 験 開 始 前				試 験 1 年 6 か 月 後					
		0.1NHCL 可溶(ppm)	(溶出率)	pH H ₂ O	kcl	0.1NHCL 可溶(ppm)	(溶出率)	pH H ₂ O	kcl		
無改良区	0~15	580	210	<36.2>	4.6	4.2	200	<34.5>	4.4	4.0	kg % 295 (100)
	15~30	180	40		5.0	4.2	38		4.8	4.0	
	0~30	380	125	(32.9)	4.8	4.2	119	(31.3)	4.6	4.0	
深 耕 区	0~15	606	195	<32.2>	5.0	4.2	105	<17.3>	4.7	4.0	2855 (130)
	15~30	200	47		4.6	4.2	89		5.2	3.9	
	0~30	403	121	(30.0)	4.8	4.2	97	(24.1)	5.0	4.0	
土 壤 改 良 1 区	0~15	630	195	<31.0>	4.8	4.2	96	<15.2>	5.8	5.5	3790 (173)
	15~30	220	60		4.5	4.1	50		5.7	5.4	
	0~30	425	128	(30.1)	4.7	4.2	73	(17.2)	5.8	5.5	
土 壤 改 良 2 区	0~15	625	215	<34.4>	4.9	4.2	96	<15.4>	6.1	5.6	4050 (185)
	15~30	245	66		5.0	4.3	48		6.0	5.7	
	0~30	435	141	(32.4)	5.0	4.3	72	(16.6)	6.1	5.7	

た。

また、播種当年のラジノクローバーの年間生草量は、無処理区の10a 当たり2,195kgであるの 비해、深耕区では30%増の2,855kg、土壌改良-2区では85%増の4,050kgで、改植時に行なう全園の土壌改良によって生草量も増大した。

イ、植え穴改良時に施用する土壌改良材による銅の固定化とリンゴ樹の生育

土壌改良材をリンゴ植え穴改良法に準じて、施用した後における土壌中の銅の固定化とリンゴ苗木の生育促進効果は第23表及び写真-3のとおりである。

これによると、植え穴改良のない場合にはCu800ppm、

第23表 銅の多少並びに植え穴改良の有無とわい性台リンゴ樹の生育 (1984)

区	Cupppm 植え穴改良	生育1年後の生体重 (1樹当り)						計 (%)		総新しょう長 cm	平均新しょう長 cm
		細根	小根	台木部	2年枝	1年枝	(%)	(%)			
0	無	84 ^g	8 ^g	170 ^g	52 ^g	36 ^g	350 ^g	(100)	(100)	190	27
	有	106	8	182	71	41	408	(116)	(116)	197	33
200	無	64	5	150	56	12	287	(82)	(100)	120	24
	有	102	10	162	72	38	384	(110)	(134)	165	33
400	無	43	5	143	47	12	250	(71)	(100)	70	23
	有	81	10	159	57	32	339	(97)	(136)	170	24
800	無	8	19	165	44	4	240	(69)	(100)	39	9
	有	20	17	160	55	14	266	(76)	(111)	119	24

1. ふじ/M26

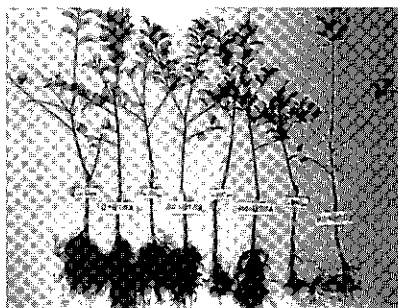


写真-3 : 銅の多少並びに植え穴改良の有無とわい性台リンゴ樹の生育 (1984)

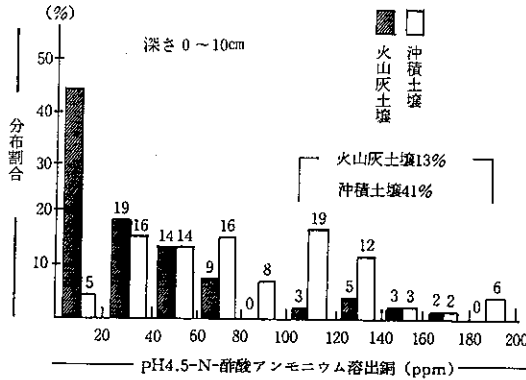
400ppm, 200ppm, 0ppmの蓄積量の多い順に生育が劣り、特に800ppmでは顕著な生育不良を示していた。しかし、苦土炭カル、よう成リン肥、堆肥の土壌改良材の施用によって明らかに生育が促進し、そのうちでも、Cu200ppmと400ppm区では、植え穴改良の方法によって同一蓄積量区の約30%の増加を示し、蓄積量の影響がほとんど解消された。ところが、Cu800ppm区のように蓄積量の過大な土壌では、生育の回復がおくれ、改良区でも無改良区の11%の増加にすぎず、蓄積量が全くない0ppmの無改良区に比較して76%の生育であった。しかし、Cu800ppm区の無改良区では新しょうがほとんど伸びない状態であったのと比較するとその植え穴改良区では、新しょう

うの伸びが良好となり、写真-3にみられるように一見蓄積量の悪影響が見受けられない程度まで回復していた。ところが、地下部の生育、特に、細根の発生状況をよく観察すると小根だけが伸びて細根の発生が極端に少なかった。これは十分な土壌改良を実施しても蓄積量が過大であれば可溶性銅の残存量が280ppmと多いなど蓄積量の悪影響のすべてがとりのぞかれていなかったことを意味している。

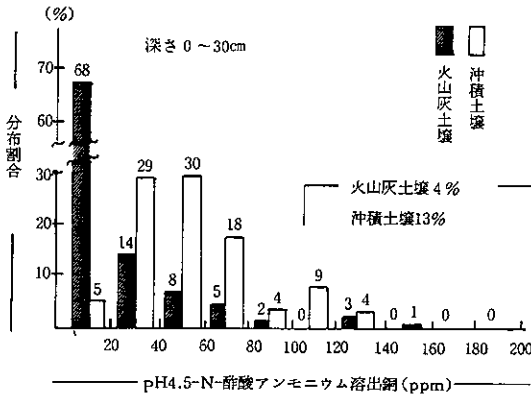
(3) 考 察

一度、土壌中に蓄積してしまった重金属類をとり除くことは不可能であるので、これ以上蓄積させないような薬剤散布体系が必要である。その上で、これまで有効と判断した固定化要因すなわちpHの改善と腐植の増加をいかに営農の場にかしていか、それも蓄積量の多い部位の濃度希釈に役立つ深耕という耕種的手法の中にどのようにとり入れていくかが重要である。

ラジノクローバーを供試した当試験結果によれば、深さ0~15cmまでのCu溶出率は無改良区で34.5%であるの に比べ、30cm深耕区の0~15cmでは17.3%でかなりの濃度希釈があり、この表層部に影響されたためか生草収量も約30%の増加であった。これと同じ手法を、今、1971年の実態調査の結果から、深さ0~10cmまでのpH4.5-N-酢酸アンモニウム可溶Cu含量についての園数分布



第9図 銅含量の分布割合①



第10図 銅含量の分布割合②

割合と深さ0~30cmまで深耕したことを想定した場合の函数分布割合を比較対照させてみると第9図と第10図のとおりである。この結果を先に示した蓄積量とリンゴ樹の生育の項の第7表、第8表及び第5図からリンゴ苗木が生育阻害を受け易いと判断した銅濃度(100)~125 ppm(0.1N塩酸可溶含量では(130)~150ppm)以上の園地をひろってみると、深さ0~10cmまでの土壌をそのまま使用したとすれば黒ボク土壌では13%の園地が、沖積土壌では41%の園地が生育阻害が生じ易い100ppm以上の園地に該当する。しかし、これを30cm深耕したときの作図では100ppm以上の園地は黒ボク土壌では4%、沖積土壌では14%にすぎなく、生育阻害を受ける園数は深耕対策によって減少していることが窺われる。

更に、ラジノクローバーを供試した試験結果では、30cm深耕区に苦土炭カルと堆肥施用、よう成リン肥の施用を加味させたことによって、Cu溶出量が17%まで低下するとともに、ラジノクローバーの生草量も無処理区の85%も増加していた。これらのことから考えると、これまで青森県で指導してきた²⁾リンゴ園の改植時に石灰施用と

有機物施用を実施して深耕対策を加味させる土壌改良法は重金属による生育阻害対策にもつながるものであると判断できる。

一方、改植園の土壌改良に続いて、リンゴ苗木を栽植する場合には、植え穴をつくり、土壌改良資材を投入することは常識である。本試験でも植え穴改良に使用する土壌改良資材の施用によって新しょうの伸びがよいなど生育が勝り、銅の蓄積害を軽減させることができた。しかし、800ppmのような過大な蓄積量では、地上部だけは一見回復したように見えても細根伸長が少ないなど蓄積量の悪影響をすべて取り除くことはできなかった。これは、花田ら¹⁰⁾がのべているように、蓄積量が過大であれば、土壌が固定(飽和)し得る能力以上の量が含まれてしまっているため、Cu800ppm土壌の0.1N塩酸可溶Cu含量が280ppmであったなどからも知ることができる。

しかし、過大な蓄積量でない限り、植え穴改良の手法による土壌改良資材の施用は、重金属類による生育阻害を軽減する見通しがついたので、栽培にあたってはできる限りの大きさの植え穴をつくり改良資材の施用を行なうか、少なくとも直径60cm、深さ60cm位の大きさの植え穴をつくって改良資材として、苦土炭カル、よう成リン肥、堆肥を施用し、初期生育の促進をはかる必要がある。

一方、通常行なわれる直径60cm位の大きさの植え穴だけを改良して生育不良を軽減したとしても栽植2~3年後には、植え穴から根がはみ出すようになるので、その後の生育不良を回避するためには、植え穴と同様に、全園の改良を実施しておく必要がある。

これまで、リンゴ園の改植時には、深耕を伴いながら堆肥や石灰質肥料を施用して全園の土壌改良を実施し、更に、それに植え穴改良を加えて栽植することを常としてきたが、これらの対策は、重金属対策の面からも重要な技術であることを再認識する必要がある。

(4) 摘 要

1) 全園の土壌改良による草生作物の生育

現地の改植園で、30cm深耕を実施しながら堆肥、苦土炭カル、よう成リン肥の土壌改良を併用した場合の銅の溶出率とラジノクローバーの生育をみたところ、銅の溶出率は、無改良の31.3%に対して、土壌改良区が17~16%であり、土壌改良の実施によって銅の固定化が大きくなるとともに、ラジノクローバーの生草量もほぼ70~80%増加した。

2) 植え穴改良時に施用する土壌改良材による銅の固定化とリンゴ樹の生育

銅の蓄積量が0 ppm, 200ppm, 400ppm, 800ppmの土壌に、植え穴改良の方法に準じて、苦土炭カル、よう成り

ン肥、堆肥を施用して、1年生ふじ/M26を栽植したところ、蓄積量の過大な800ppmの改良区では、可溶性Cuの残存量が多く、蓄積量0ppmの無改良区を上回ることなく、その弊害を完全に除去することは困難であった

が、蓄積量400ppm、200ppmの土壌では、植え穴改良の手法による土壌改良資材の施用によって、蓄積の悪影響をほぼ防止できた。

V 総 括

1971年以降、筆者らは、青森県内りんご園土壌を対象として、農薬散布に由来する重金属類の蓄積実態を調査するとともに、その影響について試験研究を実施してきた。ここでは、①重金属類の蓄積実態、②土壌に蓄積した重金属類の影響、③重金属類の生育阻害防止対策の3項目についてとりまとめたので報告する。

1. 重金属類の蓄積実態

1971年と1975年に、青森県内りんご園土壌における重金属類(Cu, Pb, As)の蓄積実態を調査した。

(1) りんご園の深さ0~10cm部位における全蓄積量の最高値は、Cuが1200ppm、Pbが2350ppm、Asが688ppmを示す園地があり、平均値ではCuが400ppm位、Pbが450~700ppm、Asが200ppm位で未耕地の5~26倍とけた違いに多い含量であった。また、深さ15~30cm部位の含量は、深さ0~15cm部位のそれに比べて、沖積土壌で $\frac{1}{2}$ ~ $\frac{1}{3}$ 、黒ボク土壌及び残積土壌で $\frac{1}{3}$ ~ $\frac{1}{5}$ 程度と少ない含量であった。

(2) 重金属類の0.1N塩酸可溶含量は、土壌の違いによって異なるが、深さ0~15cm部位の全調査園地の平均含量は、Cuが約110ppm、Pbが80ppm、Asが約4.5ppmであり、深さ15~30cm部位の含量は0~15cm部位に比べて、平均的にCuが $\frac{1}{3}$ 、PbとAsは約 $\frac{1}{2}$ 程度の含量であった。また、pH4.5-N-酢酸アンモニウム可溶含量は0.1N塩酸可溶含量に比べて沖積土壌のCu含量が少なく、黒ボク土壌のPb含量が高いことが特徴的であった。

(3) 土壌の深さ0~30cmの表層土における蓄積量別園数分布割合をみると、Cu含量は200~300ppmの園地が最も多く、400ppmを超える園地は全体の14.2%であり、Pb含量は100~200ppmの園地が最も多く、400ppmを超える園地が34.4%を示し、As含量では50~100ppmの園地が最も多く、200ppmを超える園地が13.6%であった。

(4) 開園年次の古い園ほど、蓄積量が多く、幹からの距離では幹に近いほど蓄積量が多いなど、これらの蓄積は農薬散布に由来することは明らかであった。

2. 土壌に蓄積した重金属類の影響

(1) 重金属類の蓄積量とりんご樹の生育

1972年に未耕地の黒ボク土壌を、CuとPbが0ppm、

200ppm、400ppmに、Asが0ppm、200ppm、400ppmになるように農薬を用いて調整した土壌を供試して試験を行なった。

ア. 銅、鉛、ヒ素の多少とレッドスパーデリシャスの生育

1972年、直径60cm、深さ40cmの植え穴に先の処理土壌をつめ、1年生レッドスパーデリシャス/マルバ台を栽植し、栽植2年後の生育を調査したところ、銅、鉛、ヒ素のいずれの重金属も蓄積量が多くなるにつれて生育が劣り、そのうちでも、銅による生育不良が最も大きく、鉛、ヒ素ではやや弱かった。

イ. 銅の多少とわい性台りんご樹の生育

自然状態に放置しておいた処理土壌を1974年と1982年に、1/2500 a ワグナーポットにつめ、1年生ふじ/M26を栽植し、1年後の生育を調査したところ、いずれの年度でもCu800ppm、Cu400ppm、Cu200ppm、Cu0ppmの蓄積量の多い順に生育不良があった。そのうちでも、Cu400ppmとCu800ppmの高濃度区では生育不良が大きく、また、部位別では地下部の生育不良が顕著であった。

(2) 重金属類の蓄積量と草生作物(ラジノクローバー)の生育

Cu0ppm、200ppm、400ppm、800ppmの黒ボク土壌並びに重金属類の総量600ppm (Cu200ppm+Pb200ppm+Zn100ppm+As100ppm)、重金属類の総量1200ppm (Cu400ppm+Pb400ppm+Zn200ppm+As200ppm)の土壌を、1/5000 a ワグナーポットにつめ、1975年4月、ラジノクローバーを播種し、その生育を調査したところ、Cu含量並びに重金属類の総量が多いほど生育不良が著しかった。

(3) 重金属類の蓄積量と土壌微生物相並びに微生物活性

1977年に、銅(Cu)の蓄積量が0ppm、200ppm、400ppm、800ppmの沖積土壌と黒ボク土壌を供試して、土壌微生物相並びにアンモニア化成作用、硝化作用について検討した。

銅の蓄積土壌では、細菌、CV耐性細菌の生育が阻害され、糸状菌、放線菌などの銅耐性微生物が優先して、単一的な微生物相となる傾向にあった。

また、硝化菌の生育が阻害され、硝化作用を抑制するとともに、アンモニア化成作用も銅の蓄積により阻害さ

れた。

(4) 重金属類の蓄積量と樹体内分布

土壤中に重金属類が多量に蓄積している状態で生育した場合に、根や果実などの樹体内に重金属類がどの程度とりこまれるものかを検討するために、次の試験を実施した。

ア. 重金属類の蓄積量と樹体内分布 (ポット試験)

1972年、1年生レッドスパードリシャスを、CuとPbが0 ppm, 200ppm, 400ppm, 800ppm, Asが0 ppm, 200ppm, 400ppmの黒ボク土壤に栽植し、生育6年後の1978年に解体調査をしたところ、樹体各部の重金属濃度は、銅、鉛、ヒ素とも細根で最も高い含量を示し、収穫果で最も低い含量であった。また、部位別配分率では、地上部よりも地下部で大きく、それも蓄積量が多いほど地下部の配分率が高かった。

イ. 現地における細根並びに果実中の重金属含量

1) 蓄積量と細根中の重金属含量

1975年から1977年にかけて、開園50年以上を経過した沖積土壌と黒ボク土壌の20年生スターキングドリシャスを対象として、0~30cmまでの深さにおける土壤中並びに細根中のCu, Pb, As含量を調査した。

細根中Cu含量は、両土壌とも、土壤中Cu含量が多いほど細根中Cu含量も高かった。

細根中Pb含量は、黒ボク土壌で0.1N塩酸可溶含量が高いほど高い含量であった。しかし、沖積土壌ではその傾向は認められなかった。

細根中As含量は、黒ボク土壌では土壤中のAs含量と相関関係が認められなかったが、沖積土壌では、土壤中にAsが多いほど細根中にも多かった。

2) 蓄積量と果実中の重金属含量

果実中のCu, Pb, Asは非常に少ない含量であるとともに、土壤中の蓄積量の多少とも関係が全く認められなかった。

3. 重金属塩類による生育阻害対策

(1) 重金属類の固定化法の検討

1974年から1977年にかけて、重金属類の固定化促進方法を探索するために、次の試験を実施した。

ア. 固定化要因の検討

銅、鉛、ヒ素の固定化要因を探索するために、現地圃場の沖積土壌と黒ボク土壌を採取し、全蓄積量に対する0.1N塩酸可溶含量の溶出率と腐植含量並びにpHとの相関関係を調査した。

両土壌並びに銅、鉛、ヒ素とも、全蓄積量と0.1N塩酸可溶含量との間には、強い正の相関関係があり、蓄積量が多ければ溶出量が多かった。また、全体としては、腐植含量とpHが固定化要因にかかわっていた。

イ. 土壌改良材の施用と銅の固定化

沖積土壌と黒ボク土壌を供試して、苦土石灰、よう成リン肥、腐植質改良剤を施用した時の銅の固定化効果を試験したところ、苦土石灰及びよう成リン肥の施用量が多いほど、固定化効果が大きい傾向にあったが、その程度は黒ボク土壌で大きく、沖積土壌で小さかった。

また、腐植質改良剤の施用による固定化効果は、全蓄積量が少なければ効果が認められたが、全蓄積量が多い土壌では、効果は認められなかった。

(2) 改植時における銅蓄積による生育阻害の防止法の検討

ア. 全国の土壌改良による草生作物の生育

現地の改植圃で、30cm深耕を伴いながら堆肥、苦土炭カル、よう成リン肥の土壌改良材を併用した場合の銅の溶出率は、無改良区の31.3%に対して、土壌改良区が17~16%であり、土壌改良によって固定化が大きくなるとともに、ラジノクローバーの生草量もほぼ70~80%増加した。

イ. 植え穴改良時に施用する土壌改良材による銅の固定化とリンゴ樹の生育

銅の蓄積量が0 ppm, 200ppm, 400ppm, 800ppmの黒ボク土壌に、植え穴改良の方法に準じて、苦土炭カル、よう成リン肥、堆肥を施用して1年生ふじ/M26を栽植したところ、蓄積量の過大な800ppm区では銅の固定化効果が小さく、蓄積量0 ppmの無改良を上まわることなく、その弊害を完全に除去することは困難であったが、蓄積量400ppm, 200ppmの土壌では植え穴改良によって蓄積の悪影響をほぼ満足できる程度まで軽減できた。

引用文献

1. 青森県編. 昭和40年りんご指導要項(生産編). 昭和40年度判
2. 青森県編. 昭和59年りんご指導要項(生産編). 昭和59年度判
3. 青森県編. リンゴ病害虫防除暦 大正7年から昭和59年度判まで
4. 青森県りんご試験場編. 1981. 青森県りんご試験場50年史 第2編 研究業績. XVI 土壤改良. ^{74}As の吸収及び樹体内濃度 P498.
5. 青葉幸二・関谷宏三. 1974. 果樹園の重金属元素の分布について. 農林漁業における環境保全的技術に関する総合研究(第2集). P82-88. 農林水産技術会議事務局
6. 青葉幸二・関谷宏三. 1974. 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(第4報). P161-166. 農林水産技術会議事務局
7. Benson, N. R. 1968. Can profitable orchards be grown on old orchard soils? Proceedings of Sixty-Fourth Annual meeting. P109-114
8. Crafts, A. S. 1935. Toxicity of sodium arsenite and sodium chlorate in four California soils. Hilgardia 9-9. P459-498.
9. Crafts, A. S. and R. S. Rosenfels. 1939. Toxicity studies with arsenic in eighty California soil. Hilgardia 12-3. P177-200
10. 土壤微生物研究会編. 土壤微生物実験法. 養賢堂. 1975.
11. Jones, T. S. and M. B. Hatch. 1937. The significance of inorganic spray residue accumulations in orchard soil. Soil Sci. 44-1. P37-62.
12. 日向 進. 1981. 山梨県地方におけるブドウ園土壌の蓄積銅の実態について. 土肥誌 52-4. P37-62.
13. Hurd-Harrer, A. M. 1939. Antagonism of certain elements essential to plants toward the chemically related toxic elements. Plant Physiol. 14. P9-29.
14. 花田 慧・中野雅章・斎藤 寛・望月武雄. 1975. リンゴ園表層土壌の重金属塩類汚染とその改良に関する研究(第1報). アズキ(宝)のヒ素過剰による生育阻害. 弘大農報 25. P13-24.
15. 花田 慧・岩谷祥造. 1978. リンゴ園表層土壌の重金属塩類汚染とその改良に関する研究(第2報). 銅過剰が関与したトウモロコシの生育阻害と土壌銅の存在形態. 弘大農報 30. P20-31.
16. 花田 慧・富嶋敬二. 1979. りんご園表層土壌の有機無機複合体腐植の重金属固定能率. 弘大農報 31. P22-30
17. 石塚喜明. 1940. 植物に対する銅イオン有害作用の起因について(第1報). 根系の全部が銅イオンに接触せる場合と然らざる場合に於ける銅イオンの有害作用について. 土肥誌 16. P43-45.
18. 石塚喜明. 1942. 植物に対する銅イオン有害作用の起因について(第2報). 根部生長点付近における銅の異常集積. 土肥誌 16. P43-45.
19. 望月武雄・花田 慧・斎藤 寛・千葉滋男. 1972. りんご園に農薬として添加された重金属塩類の土壌汚染並びにこれに関連する土壌生態系に関する調査報告(その1)(その2). 弘前大学農学部土壌肥料学教室資料
20. Martin, J. P, J. O. Ervin, and R. A. Shepherd. 1966. Decomposition of the Iron, Aluminum, Zinc and Copper salts or complexes of some microbial and Polysaccharides. Soil Sci. Amer. Proc. 30. P196-200.
21. 松田敬一郎・永田武雄. 1958. 微生物の繁殖に及ぼすAlの影響について. 土肥誌 28. P405-408.
22. 三井進午・天正 清・熊沢喜久雄・藤田 哲・矢崎仁也. 1958. 作物体の鉄マンガン代謝に及ぼす銅の影響について(第1報). 土肥誌 28-12. P505-507.
23. 農林省農政局. 地力保全調査事業における重金属の分析方法. 昭和45年, 46年.
24. 農林省農蚕園芸局植物防疫課. 昭和50年度植物防疫年報補遺一食品衛生法に基づく農薬の残留基準. 昭和51年12月.
25. 佐藤公一. 1938. 薬剤散布液の果樹園土壌蓄積に就いて. 農及園 13-6. P1529-1534.
26. 佐藤公一. 1942. 砒素の梨の生長に及ぼす影響及磷酸の砒素毒性軽減に対する効果. 園学誌 13-3.

P238-244.

27. 富樫浩吾. 1944. 薬剤散布により土壤中に蓄積した銅は有害か. 農及園 19-9. P7-12.
28. 徳岡松雄・魚 秀長. 1944. 小麦の生育に対する銅の影響に就いて. 土肥誌 14-10. P622-629.
29. 竹尾忠一. 1974. 茶幼植物における重金属類の吸収と転流. 農化 48-2. P145-146.
30. 大杉 繁・小沢潤二郎. 1938. 銅薬剤使用に依る果樹園土壌の銅蓄積に就いて. 農及園 13-8. P179-1794.
31. Vandecavege, S. C, G. H. Hornor and C. M. Keaton. 1936. Unproductiveness of certain orchard soil as related to lead arsenate spray accumulations. Soil Sci. 42. P203-114.
32. Willis, L. G. and Piland. J. R. 1936. The function of copper in soils its relation to the availability of iron and manganese. Jour. Agr. Rec. 52. P467-476
33. 山本広基・遠山和紀・江川 宏・吉田敏行. 1981. 銅汚染土壌中の微生物相. 土肥誌 52-2. P119-124.
34. 山本広基・遠山和紀・江川 宏・上甲知城・鳥養広光. 1983. 銅汚染土壌中の窒素の無機化作用. 土肥誌 54-3. P212-216.

The Accumulation of Heavy Metals and its Influence in Apple
Orchards

Haruzo NARITA, Morio SOMA, Tadashi KATO
Satoshi SAKURADA, Tomoyuki KON and Hitoshi IWAYA

Aomori Apple Experiment Station
Kuroishi, Aomori, 036-03, Japan

Summary

The actual conditions of accumulation of heavy metals have been investigated and its influence have been studied with the soil of apple orchards in Aomori Prefecture since 1971. In this paper we report three conclusions; (1) the actual conditions of accumulation of heavy metals, (2) the influences of heavy metals accumulated in the soil, (3) the measures to counter inhibition of growth by heavy metals.

1. The actual conditions of accumulation of heavy metals.

The actual conditions of accumulation of heavy metals (Cu, Pb, As) in the soil of apple orchards in Aomori Prefecture were investigated in 1971 and 1975.

(1) There was a orchard that shows marked accumulation with maximum amount of accumulation of 1200 ppm for Cu, 2350 ppm for Pb and 688 ppm for As which were markedly higher than those in uncultivated land (e · i virgin soil). The averages of the amounts of accumulation were about 400 ppm for Cu, 450-700 ppm for Pb and 200 ppm for As at a depth of 10cm, which were 5-25 times greater than those in uncultivated land.

(2) The elution rates of 0.1N hydrochloric acid soluble amount or pH4.5-N-ammonium acetate soluble amount to the total amount of accumulation were examined at each total amount level. They were larger in the alluvial soil than those in the black humus volcanic ash soil and those for Cu and Pb were large, while those of As were small in regard to elements.

(3) Concerning the aspects of accumulation, the amounts were greater near the outer layer of the ground and less at the deeper points, at a depth of 30cm only 1/2~1/10 the amount of that at a depth of 10cm was observed.

(4) The amounts accumulated were larger in the orchards opened in the old days, and were also larger at the point near the trunks of trees in regard to the distance from trees. These results clearly showed that the accumulation was due to the spraying of agricultural chemicals.

2. The influences of heavy metals accumulated in the soil.

(1) The amounts of accumulation and the growth of apple trees.

Uncultivated black humus volcanic ash soil were adjusted to show 0, 200, 400 and 800 ppm of Cu and Pb, 200 and 400 ppm of As by using agricultural chemicals, and left in natural conditions.

1) The amounts of Cu, Pb and As, and the growth of Red Spur Delicious / Marubakaido.

Red Spur on *Mulus Prunifolia* var. Ringo Asami were planted in the plant holes with the soil treated as described above and their growth was examined after a year. Poor growth was observed with increased amounts of any of the heavy metals, Cu, Pb or As and of the three Cu caused the severest under-development while the others did milder ones.

2) The amounts of Cu and the growth of dwarfed apple trees.

One year old Fuji/M26 apple trees were planted in the 1/2500 a wagner pots filled with these soils respectively in 1974 and 1982, and their growth was examined after a year. The under-development was observed with increased amounts of accumulation in both years, and it was particularly marked in the areas with high concentration of Cu; 400 and 800 ppm. In regard to part of the tree, it was remarkable in the underground parts.

(2) The amounts of accumulation and the growth of radinoclover.

In this study three kinds of soil were used, i) the black humus volcanic ash soils containing 0, 200, 400 and 800 ppm of Cu, ii) the soils which total amounts of heavy metals were 600 ppm (Cu 200 ppm+Pb 200 ppm+Zn 100 ppm+As 100 ppm), iii) the soils which total amounts of heavy metals were 1200 ppm (Cu 400 ppm+Pb 400 ppm+Zn 200 ppm+As 200 ppm). The radinoclovers were sowed in 1/5000 a wagner pots filled with the soil as described above respectively in April in 1975, and their growth was examined. The remarkable under-developments were observed with increased amounts of Cu and total heavy metals.

(3) The amount of accumulation, and the aspects and activities of microorganisms.

The aspects of microorganisms in the soil and their ammonification and nitrification were investigated with the black humus volcanic ash soil and the alluvial soil with 0, 200, 400 and 800 of Cu in 1977.

In the soil in which Cu was accumulated, bacteria and crystal violet resistant bacteria were inhibited to grow, while Cu resistant bacteria such as funguses or actinomyces prevailed, and it was likely to show a single aspect of microorganisms.

The nitrification was inhibited because the growth of nitrifying bacteria was prevented the ammonification was inhibited by the accumulation of Cu.

(4) The amounts of accumulation and the amounts in the bodies of trees.

The following studies were carried to investigate whether heavy metals were taken into the bodies of trees such as the roots or the fruit when they were growing under conditions which had large amounts of heavy metals accumulated in the soil.

1) The amounts of accumulation and the distribution in the bodies of trees (pot study in the enclosure).

One year old Red Spur Delicious planted in the black humus volcanic ash soils with 0, 200, 400 and 800 ppm of Cu, Pb, and 0, 200 and 400 of As in 1972, and were examined as they were taken apart after 6 years in 1978. The amount of Cu, Pb and As were all the largest in the small roots and the smallest in fruit. The distribution rate was higher in the ground part than that in the underground part, and was high with increased amount of accumulation in the underground part.

2) The amounts of accumulation and the amounts in the small roots (on the spot investigation).

The amounts of Cu, Pb and As in the soil and small roots at a depth of 0-30cm were examined with 20-year old Starking Delicious growing in the black humus volcanic ash soils and the alluvial soils in the orchard opened more than 50 years ago. The amount of Cu in the small roots was large in the soil with large amounts of Cu for both kinds of soil. The amounts of Pb in the small roots was large in the soil with large amounts of soluble lead for the black humus volcanic ash soils while this tendency was not observed for the alluvial soil.

The amounts of As in the small roots did not correlate with the amounts of As in

the black humus volcanic ash soils, but for the alluvial soil it was large both in the soil and in the small roots.

3) The amounts of accumulation and the amounts in the fruit (on the spot investigation).

The amounts of Cu, Pb and As in the fruit were very small and did not have correlation with the amounts in the soil.

3. The measures to counter inhibition of growth by heavy metals.

(1) The examination of the fixation accelerating method of heavy metals.

The following studies were carried out to search for the fixation accelerating method of heavy metals from 1974 to 1977.

1) The search for factors of fixation.

The search for factors of fixation of Cu, Pb and As, the correlations among total amounts of accumulation, 0.1N hydrochloric acid soluble amounts, pH and amounts of humus were investigated.

There was a close correlation between the total amount of accumulation and 0.1N hydrochloric acid soluble amount which showed a large amount of elution for large amounts of accumulation.

In general, the result suggesting that pH and the amount of humus were likely to be factors in fixation was obtained.

2) Use of the soil amendment agent and the fixation of Cu.

The effect of Cu fixation were investigated by using magnesia lime, cultivated phosphatic manure and organic amendment agent for the black humus volcanic ash soils and the alluvial soil. The effect of fixation was likely to be high when large amounts of magnesia lime and cultivated phosphatic manure were used, the degree was large in the black humus volcanic ash soils and small in the alluvial soil. The effect of fixation by organic amendment agent was observed in the soil with small amounts of accumulation and not in the soil with large amounts.

(2) Demonstration of method of reduction to counter inhibition of growth by heavy metals in the adapted orchards.

1) The improvement of the soil, the growth and the fixation of Cu in the adapted orchards.

The elution rate of Cu and the growth of radinoclovers were examined in the improved soil on the actual location by using soil amendment agents such as compost, magnesia lime and cultivated phosphatic manure as well as deep plowing of 30cm. The fixation of Cu was elevated by amendment, the elution rate of Cu was 31% in unimproved soils and 17% in improved soils, and the growth of radinoclovers was increased 70-80%.

2) The plant hole improvement and growth of saplings of apple in the soil with large amounts.

The black humus volcanic ash soils with 0, 200, 400, and 800 ppm of Cu was planted with one year old Fuji/M26 apple tree according to the method of plant hole improvement by using magnesia lime, cultivated phosphatic manure and compost. It was difficult to remove the evil of accumulation of Cu in largely accumulated area with 800 ppm where the growth of the sapling was not better than in unimproved soil with 0 ppm, but the evil could be reduced to a satisfactory degree by plant hole improvement in the soil with 400 and 200 ppm.