

銅と亜鉛の複合毒性が水稻の生育に及ぼす影響

誌名	日本土壌肥料学雑誌 = Journal of the science of soil and manure, Japan
ISSN	00290610
著者	日野, 和裕 平野, 隆生 高橋, 英一
巻/号	58巻2号
掲載ページ	p. 172-179
発行年月	1987年4月

銅と亜鉛の複合毒性が水稻の生育に及ぼす影響*

日野和裕**・平野隆生**・高橋英一***

キーワード 銅, 亜鉛, 複合毒性, 水稻

一般に、重金属によって土壌が汚染されている場合、単一の重金属元素のみが蓄積していることは少なく、むしろ、2種類以上の重金属が蓄積していることのほうが多い¹⁾。

このような重金属の複合汚染の問題に関しては、作物による重金属の吸収に及ぼす共存重金属の影響という面では、カドミウムを中心として環境庁水質保全局によってまとめられているように多くの報告^{2,3)}がある。しかし、共存による作物の生育阻害という面では、解析が難しく、基礎データを蓄積するにしても膨大な数の試験区が必要であることなどから、その報告は少なく⁴⁻⁷⁾、一定の結論も得られていない。また、重金属による土壌汚染の程度を、そこに生育する植物の体内重金属濃度を基準として判定しようとする試みがある。このなかで2種類以上の重金属が共存する場合について検討されており、生育阻害が生じていない低濃度の範囲では一定の傾向が認められているが、実際に生育が阻害されているときには、はっきりした結論は得られていない⁸⁻¹⁰⁾。

以上述べたように、複合汚染は難しい問題であるが、実際に土壌汚染の問題に対処し、たとえば、対策を行うための基準を設定しようとする場合などは、この複合汚染の問題を避けて通るわけにはいかない。

そこで、前報¹¹⁾ではこれらのことを考慮して、土壌の重金属汚染の問題では最もよく現れる銅と亜鉛について、これらが共存するときの毒性の相互作用を、水稻種子根の伸長の阻害の程度により毒性の強さを表す種子根試験法を用いて検定することを試みた。

その結果、銅と亜鉛の毒性の相互作用は、少なくとも相乗作用ではないことが推察された。そこで、このような結果が、もし実際のは場での銅と亜鉛による土壌汚染の問題にも適用されるとするならば有用な結果となることを考察した。しかし、そのためには、さらに水耕や土耕で試験を行い、同様の結果が得られるかどうかを確認することが必要であると考えられる。

以上のようなことから、本報では銅と亜鉛の複合毒性が水稻の生育に及ぼす影響を、水稻稚苗を使った水耕試験および収穫期までのポット土耕試験で検討した。

1. 実験方法

1) 水稻稚苗水耕試験

(1) 栽培概要：30°C、暗室条件の恒温槽内で発芽させたモミを、は種して6日後、容器ごと実験を行うガラス室内に移した。移して3日後、培養液（第1表に示すような木村氏B液¹²⁾を基本とした培養液に、計算量の硫酸銅・硫酸亜鉛を添加したもの）が入った200 ml 三角フラスコに、一つのフラスコあたり1株を移植した。苗はスポンジで留め、モミの部分が完全に漬かるまで培養液をいれ、フラスコの外側はアルミホイルで覆った。その後、1週間ごとに培養液を更新して、5週間栽培を続けた。収穫後、最後の1週間の培養液の吸収量および茎葉と根の風乾重を測定した。

(2) 試験区：銅と亜鉛それぞれ単用で定性的に試験を行い、おおよそ対照区（基本培養液のみ、銅・亜鉛無添加区）の生育量の90~10%の値を示す濃度範囲を求めた。この濃度範囲のなかで、対照区を含めて銅・亜鉛それぞれ5水準（銅は0, 2, 3, 5, 8 μM, 亜鉛は0, 125, 250, 500, 1000 μM）を選び、これらの水準の全組合せ25試験区で行った。

試験は7月初めから8月中旬まで、日を1~2日ずつずらせながら4反復行い、それぞれの試験区の四つの値の平均値の、対照区を100とした相対値を、この試験区の値とした。

2) ポット土耕試験

供試土壌は、大阪府美原町で採取後、風乾して保存しておいた沖積水田土壌で、その化学的性質は第2表に示すとおりである。

この風乾土を1/5000 a ワグネルポットに、ポットあたり3 kg 詰め、銅と亜鉛が以下に示す所定の濃度になるように硫酸銅あるいは硫酸亜鉛溶液を添加した。添加後、土壌が乾いたところで、施肥（ポットあたり硫酸アンモニウム 1.51 g, 過リン酸石灰 2.22 g, 塩化カリウム 0.63 g を施用、8月上旬に硫酸アンモニウム 0.38 g を追肥）して全層よくかきまぜた。翌日、灌水し、さらに

* 本研究の土耕試験の部分は、環境庁の委託により行われたもので、大阪府の報告書を取りまとめたものである。

** 大阪府農林技術センター環境部（583 羽曳野市尺度 442）

*** 京都大学農学部（606 京都市左京区北白川追分町）

昭和61年10月15日受理

日本土壌肥料学雑誌 第58巻 第2号 p. 172~179 (1987)

第1表 基本培養液組成 (pH 約5.0)

使用塩	濃度 (ppm)
(NH ₄) ₂ SO ₄	48.2
MgSO ₄ · 7 H ₂ O	135.0
KNO ₃	18.5
KH ₂ PO ₄	24.8
Ca(NO ₃) ₂ · 4 H ₂ O	86.2
クエン酸鉄	12.0
MnSO ₄ · 4 H ₂ O	1.7
H ₃ BO ₃	0.6
ZnSO ₄ · 7 H ₂ O	0.04
CuSO ₄ · 5 H ₂ O	0.04
(NH ₄) ₂ Mo ₇ O ₄ · 4 H ₂ O	0.02

第2表 供試土壌の化学的性質

土性	pH (H ₂ O)	EC (mS/cm)	CEC (meq/100g)	T-C (%)	T-N (%)	0.1 N HCl 抽出	
						銅 (ppm)	亜鉛 (ppm)
SL	5.6	0.50	7.17	1.04	0.10	14.6	10.9

3日後(6月15日), 稚苗(品種:東山38号)をポットあたり4株移植した。以後, 収穫期まで湛水条件を続けた。7月9日に4株のうち2株を(1回目調査), 8月6日に残りの2株のうち1株を(2回目調査), 採取して風乾し乾物重を求めた。最後に, 残りの1株を10月16日に収穫し, 風乾後, 地上部重を測定した。

試験は, 銅4水準(0, 100, 200, 300 ppm/風乾土), 亜鉛4水準(0, 200, 400, 600 ppm/風乾土)の全組合せ16試験区で, それぞれ2連で行い, その平均値を求めた。銅・亜鉛両方とも無添加の対照区の値を100とし

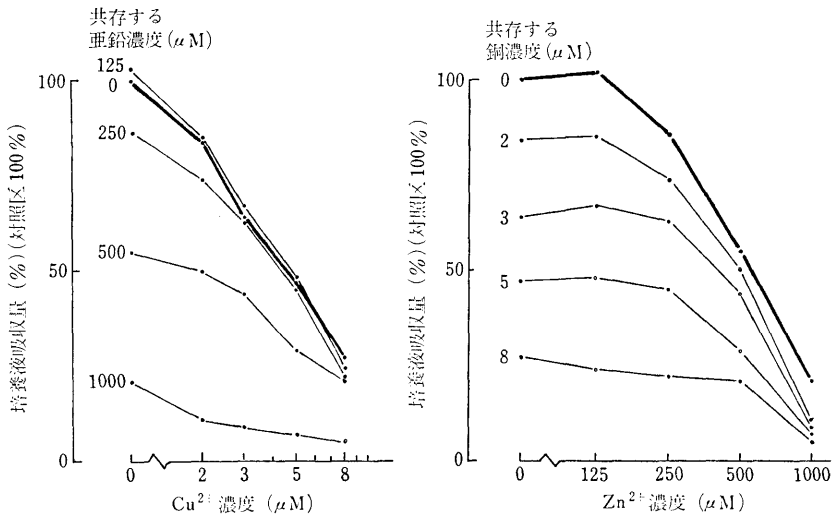
たときの相対値を, 各試験区の値とした。

2. 結果

1) 水耕試験

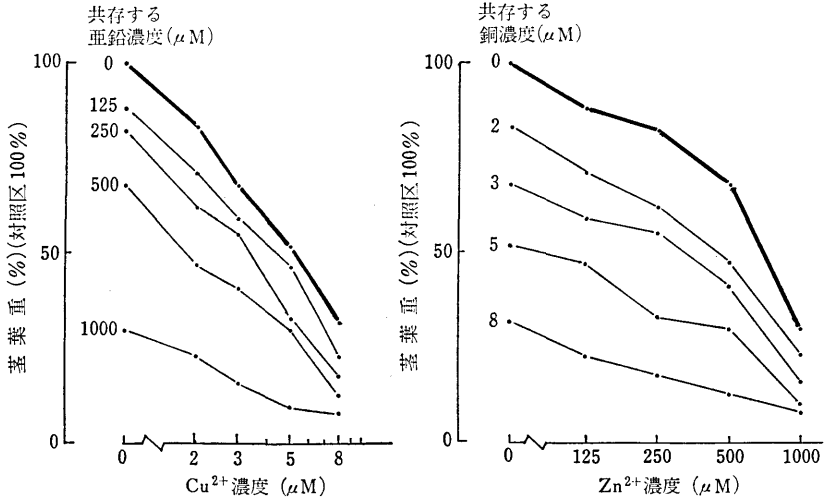
培養液吸収量, 茎葉重, 根重について得られた25試験区の値を, それぞれ銅あるいは亜鉛を基準として図示すると第1~3図のようになった。横軸には銅あるいは亜鉛の対数表示濃度, 縦軸には対照区を100としたときの相対値を取った。対照区で実際に得られた値は, それぞれ194.8±2.3 ml (平均値±標準誤差, n=4, 以下同じ), 0.56±0.03 g, 0.18±0.01 gであった。各図とも太線で示されているのは, それぞれ銅あるいは亜鉛単独のときの応答曲線である。

まず培養液吸収量は, 銅を基準とした図(第1図左)が示すように, 縦軸に沿って示されている亜鉛の各区のうち125 μM区は, 0 μM区(銅単独区)とほとんど同じ値を取りながら, 横軸で示す銅濃度の増加につれて値が100から約30にまで低下した。これに対して, 250 μM区, 500 μM区, 1000 μM区と亜鉛の濃度が高くなるにつれて, 横軸の銅濃度の増加に対する値の低下の割合が少なくなった。たとえば横軸の銅が0 μMのとき, 亜鉛0 μM区から500 μM区までの間の値の差は約50にもなったが, 銅が8 μM共存するときは10未満の差となった。同様のことは, 亜鉛を基準とした図(第1図右)からも読み取ることができる。縦軸に沿って示されている銅の各濃度区において, 横軸の亜鉛が125 μMでは亜鉛0 μMとほとんど値は変わらなかったが, それ以上では亜鉛の濃度が高くなるにつれて吸収量は低下し

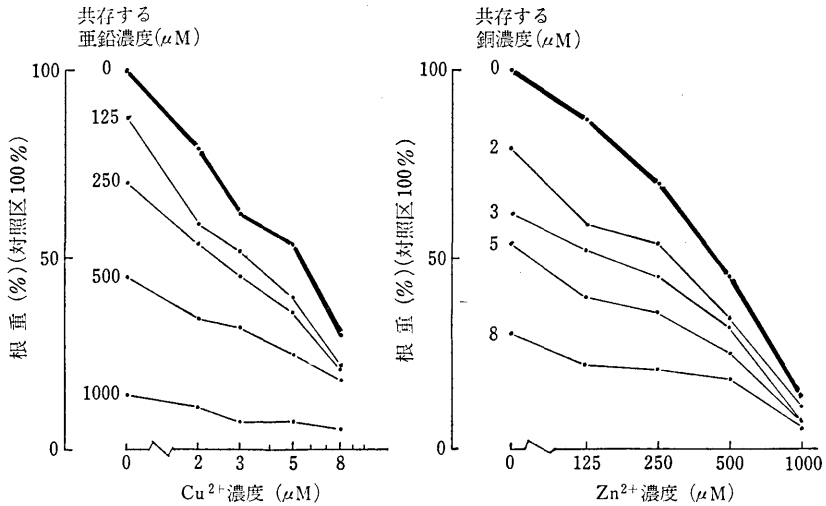


第1図 培養液中銅・亜鉛濃度と培養液吸収量との関係

左: 銅を基準として表した図, 右: 亜鉛を基準として表した図(以下第6図まで同じ)。



第 2 図 培養液中銅・亜鉛濃度と茎葉重との関係



第 3 図 培養液中銅・亜鉛濃度と根重との関係

た。しかし、銅の濃度が高い区ほど低下の割合は少なく、横軸の亜鉛濃度が 125 μM から 500 μM まで高くなったとき、銅 0 μM 区では値が 102 から 55 まで低下したのに対し、銅 8 μM 区では 34 から 31 に 3 低下しただけであった。

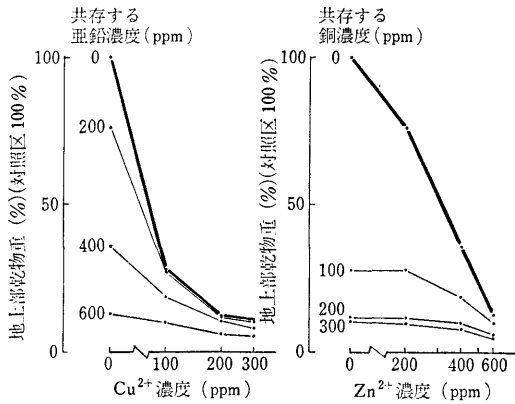
次に、茎葉重と根重であるが、この二つはほとんど同様の図になっており、培養液吸収量の第 1 図と同様のことがもっとはっきり示された。つまり、銅を基準とした図（第 2 図左、第 3 図左）では、縦軸に沿って示されている亜鉛の各区の、横軸で示される銅濃度の増加による値の低下の割合は、亜鉛の濃度が高い区ほど小さくなった。たとえば横軸の銅 0 μM のとき、亜鉛 0 μM 区から 1000 μM 区までの値の開きが茎葉重で 70、根重で 86 で

あるのに対して、銅が 8 μM 共存すると、それぞれ 24 と 25 と少なくなった。同様のことは、亜鉛を基準とした図（第 2 図右、第 3 図右）でも認められた。

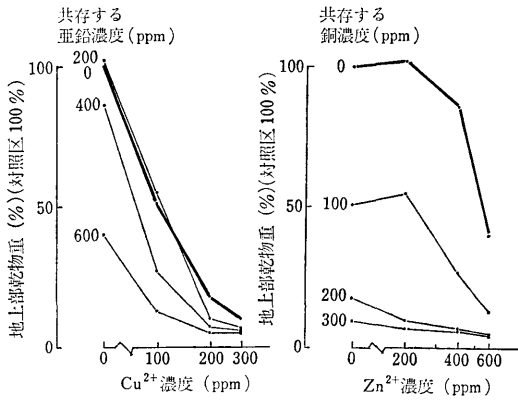
2) 土耕試験

生育の時期に応じて、3 回に分けて採取して得られた 16 試験区の値を、それぞれ銅あるいは亜鉛を基準として図示すると第 4～6 図のようになった。横軸と縦軸との関係や図のなかに示す数字など、意味するものはすべて第 1～3 図と同じである。対照区で実際に得られた値を示すと、地上部乾物重は第 1 回目 2.31 ± 0.39 g (平均値 ± 標準誤差, n=2, 以下同じ)、第 2 回目 8.25 ± 0.35 g, 第 3 回目 22.0 ± 1.2 g であった。

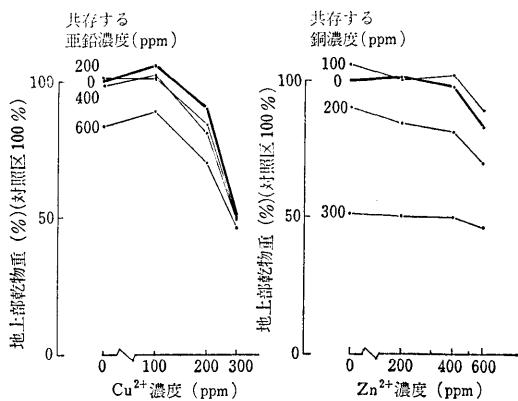
第 1 回目の調査では銅・亜鉛いずれにしても毒性が非



第4図 第1回生育調査、銅・亜鉛添加濃度と地上部乾物重との関係



第5図 第2回生育調査、銅・亜鉛添加濃度と地上部乾物重との関係



第6図 収量調査(第3回)、銅・亜鉛添加濃度と地上部重との関係

常に強く現れた。銅を基準とした図(第4図左)が示すように、縦軸に沿って示される亜鉛の各区のうちで0 ppm区は、横軸の銅がわずか100 ppmで値が100から28にまで急低下した。しかし、亜鉛の濃度が200, 400, 600 ppmと高くなるにつれ低下の割合は減少した。亜鉛を基準とした図(第4図右)でも、縦軸に沿って示される銅の各区のうち、0 ppm区は横軸の亜鉛濃度が高くなるにつれほとんど直線的に減少した。これに対して、銅の100 ppm区は減少の割合が少なく、200 ppm区、300 ppm区は最初から値が低いもののほとんど減少しなかった。

第2回目の調査では、1回目に比べて毒性の軽減がみられた。銅を基準とした図(第5図左)では、縦軸に沿って示されている亜鉛の各区は、横軸の銅が0 ppmのとき、200 ppm区が0 ppm区と値が変わらなくなったのを始め400 ppm, 600 ppm区とも生育阻害の程度が軽減された。同様のことが横軸の銅100 ppmでも認められた。このことが亜鉛を基準とした図(第5図右)に反映され、縦軸に沿って示される銅の各区のうち0 ppm区と100 ppm区で生育が大きく回復した。

最後に、収穫時の調査では大きな生育の回復がみられた。銅を基準とした図(第6図左)では、縦軸に沿って示される亜鉛の各区のうち0 ppm, 200 ppm, 400 ppm区はほぼ同様の値を示し、横軸の銅100 ppmでは、0 ppmよりやや高い値を示した。亜鉛600 ppm区も先の3区より約20%値が少ないだけでほぼ同様の傾向を示した。亜鉛を基準とした図(第6図右)では、縦軸に沿って示される銅の各区は、横軸の亜鉛が600 ppmではやや値の低下がみられるものの200 ppm, 400 ppmでは0 ppmとほとんど値が変わらなかった。

3. 考 察

1) 水耕試験

銅や亜鉛は、重金属類による土壤汚染の問題では古くからその毒性が知られていたため、それぞれの元素について多くの研究がある。

なかでも茅野ら¹³⁾は、銅・亜鉛を含めてニッケル・コバルト・マンガン等の五つの元素について同じ条件の水耕試験で相互の毒性の比較を行い、銅と亜鉛では毒性発現の機作が異なることを推察した。銅は、根内において安定な錯結合を形成するため根に大部分が蓄積し、根の生育異常、伸長阻害を引き起こす。この結果、根からの養水分吸収量が低下し、必然的に全体の生育阻害が起こる。これに対して亜鉛では、根内で形成される錯結合が比較的不安定なため根に蓄積される割合は少なく、地上部にも比較的容易に移行する。そして、その毒性は移行

した亜鉛が集積した部位の代謝機能をかく乱することによって生じるとしている。このような毒生発現の機構の差が、銅および亜鉛それぞれ単独のときの培養液吸収量と茎葉重・根重の応答曲線の形の差となって現れたのではないかと考えられる。すなわち、銅では培養液吸収量の応答曲線（第 1 図左、太線）と茎葉重・根重の応答曲線（第 2, 3 図左、太線）の間に基本的な形としてはほとんど差が認められないのに対し、亜鉛では 125 ppm で培養液吸収量には値の低下がみられないのに（第 1 図右、太線）、茎葉重・根重では値の低下がみられた（第 2, 3 図右、太線）。このことは銅が共存しても変わらず、第 1～3 図右のグラフで、共存する銅の濃度が 0, 2, 3, 5, 8 ppm と高くなっていても養水分吸収量と茎葉重・根重のグラフの間には形の差が認められる。これを銅と亜鉛の共存という観点からみると、亜鉛の毒生発現の機構は銅が共存しても影響を受けていないということになる。

しかし、このことを除けばこれら第 1～3 図に示されたすべてのグラフはほぼ同様の形となった。すなわち、これらの図のなかで示されている 5 本の応答曲線は、横軸に示される銅あるいは亜鉛の濃度が低いときには、右下がりに互いにほぼ平行であるが、横軸の濃度が高くなるにつれて 1 点に収束するように集まってきた。

2) 土耕試験

水稻の土耕による銅や亜鉛の毒性試験では移植直後の毒性が一番強い。しかし、この時期に枯死しなければ、日が経過するにつれて生育が回復してゆき、収穫期には初期の対照区との差からは考えられないほどの生育を示し、対照区を上回る場合もあるという現象がみられる。このため、今回のような銅と亜鉛の複合毒性についての試験においても、日数の経過による毒性の変化を知る必要があると考え、生育の途中で 3 回に分けて採取し生育調査を行った。第 4～6 図からは、やはり同様に時間の経過により毒性が低下するという現象がみられた。すなわち、銅を基準として表した図（第 4～6 図左）をみると、たとえば銅単独区では、地上部乾物重が第 1 回、第 2 回、第 3 回となるにつれて、100 ppm 区では 28→51→106, 200 ppm 区では 12→18→90, 300 ppm 区では 10→10→51 と指数が変化していることがわかり、他の試験区についても、また亜鉛を基準とした図からも、同様のことが読み取れる。このような現象が起こる理由としては、湛水条件下で温度が上昇するとともに土壤の還元化が進行し、硫化水素が発生して難溶性の硫化物が生成し、土壤溶液系から取り除かれること、また、同じく還元の進行によって pH が中性付近になり、硫化物につ

いて溶解度が低い水酸化物が生成し、やはり土壤溶液中の銅・亜鉛濃度が低くなるのが考えられる^{14,15)}。

以上のように、いずれの試験区においても、日数の経過によって毒性の強さが軽減されているため、第 1 回、第 2 回、第 3 回と日数が経過するとともに、図の 4 本の応答曲線が示す形は大きく変化した。しかし、たとえば、銅を基準とした図のように、縦軸に沿って示されている亜鉛の各区の、横軸の銅濃度の増加による値の低下の割合が、亜鉛の濃度が高くなるにつれて小さくなっているというような傾向が、第 1 回の調査ではよりはっきりしているが第 3 回ではそれほどではないというようなことはあっても、基本的には変わらず読み取れる。これは亜鉛を基準とした図においても同様である。つまり、4 本の応答曲線が示す形は、横軸に示される銅あるいは亜鉛濃度が低いときには、程度の差はあっても右下がりに平行に近いが、横軸の濃度が高くなるにつれて 1 点に収束するように集まってきているということである。

3) 銅と亜鉛の複合毒性の解析

植物に対する重金属間の毒性相互作用については、一般に、生物に対する化学物質間の毒性相互作用と同様に、相加作用・相乗作用・きつ抗作用の三つに分けて考えられ、共存するときの毒性が相加作用よりも大きいとき相乗作用、相加作用より小さいとききつ抗作用とされる。

このとき、相加作用の定義が問題であるが、ここでは、まず実験計画法の 2 因子要因実験¹⁶⁾として解釈することにより解析を行った。この方法では、以下のように毒性の相互作用が定義される。すなわち、銅が A ppm 存在するときの生育阻害効果が a （このとき生育量は、対照区を 1 としたとき $1-a$ となる）であり、亜鉛 B ppm の効果が b であるとき、銅 A ppm と亜鉛 B ppm が共存して $a+b$ の効果を示すなら相加作用（このとき生育量は $1-a-b$ となる）、これ以上の効果を示すなら相乗作用、これ以下ならばきつ抗作用とされる。そして、分散分析を行った結果、主効果のみが有意で交互作用効果が認められないときは相加作用、交互作用も有意であるときは交互作用効果の正負に応じて相乗作用であるか、きつ抗作用であるかが判断される。

そこで、水耕試験と土耕試験の結果に対して分散分析を行うと第 3 表のような結果が得られた。土耕試験の最終調査（3 回目）を除いて、いずれも交互作用効果が 1% 以下の危険率で有意であることが認められた。

これを第 1～5 図のグラフの形という点で考えると、1) と 2) で述べたように水耕試験と土耕試験では以下で示すような、ほぼ同様の結果が得られたことと対応する。すなわち、銅あるいは亜鉛が単独のときの濃度の増

第3表 水耕試験，土耕試験で得られたデータの分散分析の結果（自由度，分散，F値のみ抜粋）

要因	水耕試験						土耕試験							
	自由度	培養液吸収量		茎葉重		根重		自由度	第1回調査		第2回調査		最終調査	
		分散	F値	分散	F値	分散	F値		分散	F値	分散	F値	分散	F値
銅	4	32,896	303.9**	0.2705	177.3**	0.0182	101.0**	3	2.1061	67.57**	65.594	278.4**	201.98	67.90**
亜鉛	4	40,758	376.6**	0.2244	147.1**	0.0309	171.1**	3	0.7350	23.58**	9.860	41.8**	15.80	5.31**
銅×亜鉛	16	1833	16.9**	0.0069	4.5**	0.0013	7.2**	9	0.3287	10.55**	2.461	10.4**	1.04	0.35
誤差	75	108	—	0.0015	—	0.0002	—	16	0.0312	—	0.236	—	2.97	—

** 1% 以下の危険率で有意差あり。

加による値の低下の割合が，共存する亜鉛あるいは銅の増加に伴って小さくなっていき，5本あるいは4本の応答曲線がなす形は，横軸に示される銅あるいは亜鉛の濃度が低いときにはそれぞれ右下がりに平行に近いが，横軸の濃度が高くなるにつれて1点に収束するように集まってきた。このような図が示す形は，先に述べた定義によれば，きつ抗作用であると考えられる。また，第6図では相加作用であると考えられる。

このように要因実験の定義により実験データを解析すると以上のような結果が得られたが，このような定義を植物に対する化学物質の毒性実験に適用するには大きな問題がある。それは $a+b$ の効果が認められるとき，理論的には生育量が負になりうるのに対して，実際の実験データでは最低でも0にしかなりえないことである。逆にいうと，理論的に生育量が負になりうるような組合せでは，必ずきつ抗作用として現れることになる。

そこで次に，以下のような相加作用の定義により解析を進めた。ここでは銅が C ppm 存在するときの生育量を，対照区を1としたときの比 c として表す。同様にして，亜鉛が D ppm 存在するときの生育量を d とする。ここで，銅 C ppm と亜鉛 D ppm が共存するときの生育量が $c*d$ となれば相加作用であると定義する。この定義に基づいて WALLACE¹⁷⁾ がカドミウム，銅，亜鉛，マンガ，コバルト，ニッケルについて複合毒性の試験を行った。上記6種の元素がそれぞれ単独では，対照区と比べて，取量の相対値がそれぞれ 1.03, 0.98, 0.57, 0.68, 1.05, 0.96 となるような濃度であるとき，理論的にはカドミウム・銅・亜鉛が共存すれば $0.58 (1.03 * 0.98 * 0.57)$ ，マンガ，コバルト，ニッケルの共存で $0.69 (0.68 * 1.05 * 0.96)$ ，6種が同時に共存する場合で $0.40 (1.03 * 0.98 * 0.57 * 0.68 * 1.05 * 0.96)$ になるとした。

ところが実際に得られた値は，それぞれ0.54, 0.77, 0.15 であったため，それぞれ相加作用，きつ抗作用，相乗作用がみられたと結論した。

第4表 水耕試験で実際に得られた値と相加作用であるとしたときの計算値(実際に得られた値/(計算値), 単位%)

(1) 培養液吸収量

亜鉛 (μM)	銅 (μM)				
	0	2	3	5	8
0	100	84	64	47	27
125	102	85/(86)	67/(65)	48/(48)	24/(28)
250	86	74/(72)	63/(55)	45/(40)	22/(23)
500	55	50/(46)	44/(35)	29/(26)	21/(15)
1000	21	11/(18)	9/(13)	7/(10)	5/(6)

(2) 茎葉重

亜鉛 (μM)	銅 (μM)				
	0	2	3	5	8
0	100	83	68	52	32
125	88	71/(73)	59/(60)	47/(46)	23/(28)
250	82	62/(68)	55/(56)	33/(43)	18/(26)
500	68	47/(56)	41/(46)	30/(35)	13/(22)
1000	30	23/(25)	16/(20)	10/(16)	8/(10)

(3) 根重

亜鉛 (μM)	銅 (μM)				
	0	2	3	5	8
0	100	79	62	54	30
125	87	59/(69)	52/(54)	40/(47)	22/(26)
250	70	54/(55)	45/(43)	36/(38)	21/(21)
500	45	34/(36)	32/(28)	25/(24)	18/(14)
1000	14	11/(11)	7/(9)	7/(8)	6/(4)

この考え方で水耕試験と土耕試験で得られたデータについて，相加作用であるとしたときの理論値を求め，実際に得られた値とともに表にすると第4，5表のようになった。土耕試験の第1回生育調査のデータを除いて，相加作用，相乗作用，きつ抗作用のすべてが認められ一定の傾向は認められなかった。

このように相加作用の定義の仕方によりいろいろな解釈ができる。しかし，どのような解析方法であるにせよ第1～6図の応答曲線の形からは，少なくとも，培養液

第 5 表 土耕試験で実際に得られた値と相加作用であるとしたときの計算値(実際に得られた値/計算値), 単位%)

(1) 第 1 回調査

亜鉛 (ppm)	銅 (ppm)			
	0	100	200	300
0	100	28	12	11
200	76	28/(21)	12/(9)	10/(8)
400	36	19/(10)	10/(4)	8/(4)
600	13	10/(4)	6/(2)	5/(1)

(2) 第 2 回調査

亜鉛 (ppm)	銅 (ppm)			
	0	100	200	300
0	100	51	18	10
200	102	55/(52)	10/(18)	7/(10)
400	86	27/(44)	7/(15)	6/(9)
600	40	13/(20)	5/(7)	5/(4)

(3) 最終調査

亜鉛 (ppm)	銅 (ppm)			
	0	100	200	300
0	100	106	90	51
200	101	101/(107)	84/(91)	50/(52)
400	98	102/(104)	81/(88)	50/(50)
600	83	89/(88)	70/(75)	46/(42)

の吸収や生育の阻害がないときどうしの組合せで阻害が発生したり、阻害がわずかのときどうしの組合せで阻害が急に大きくなったりするというような相乗作用ではないと考えられる。

このような結果は、前報の水稲種子根試験法で得られた結果とも一致し、もし実際のは場での銅と亜鉛による土壌汚染の問題にも適用されるとするならば、対策を行うか、否かの基準を設定するうえで有用な結果となる。なぜならば、基準設定の場で問題となるのは、両元素とも単独では生育障害を引き起こすに足るような濃度ではないとき、とくに、片方あるいは両方もが生育障害を起こさない限界の濃度付近のときに共存すればどうなるかということであるが、ここで得られた結果のように、少なくとも相乗作用ではないということになれば、以下のように考えられるからである。すなわち、両元素とも単独では生育障害を引き起こすに足るような濃度ではないときには、共存しても生育障害が起こることはないと考えられるので対策をする必要はなく、どちらかあるいは両方もが単独でも生育障害を引き起こすに足る濃度では、共存することによる相互作用の有無に関係なく、対策を行う必要があると考えられる。

以上のように、銅と亜鉛が共存するときの水稲に対する毒性の相互作用について水耕試験と土耕試験によって得られたデータを解析し、複合毒性を検定することを試みた。その結果、それぞれ単独では生育障害を引き起こすことはないような低濃度の組合せでは、少なくとも相乗作用ではないことが推察された。

4. 摘 要

土壌の重金属汚染の問題では最もよく現れる銅と亜鉛の二つの重金属について、これらが共存するときの毒性の相互作用を、水稲の稚苗を使用した水耕試験と収穫期までの土耕試験で検討した。水耕では、硫酸銅あるいは硫酸亜鉛それぞれ単用では対照区のおおよそ 90% から 10% の相対値を示す培養液中の濃度範囲のなかで、銅・亜鉛それぞれ無添加区を含めて 5 水準(銅は 0, 2, 3, 5, 8 μ M, 亜鉛は 0, 125, 250, 500, 1000 μ M) を選んだ。これらの水準の全組合せ 25 試験区の培養液で、は種して 9 日後の稚苗を、週に一度培養液を交換して 5 週間栽培し、乾物重および最後の 1 週間の培養液の吸収量を求めて検討した。土耕では、水耕と同様にして、銅・亜鉛それぞれ 4 水準(銅は 0, 100, 200, 300 ppm/風乾土, 亜鉛は 0, 200, 400, 600 ppm/風乾土) を選びそれらの全組合せ 16 試験区で、収穫期まで栽培を行った。途中 2 回の生育調査と収穫のときの最終調査で得られた結果について検討を加えた。

1. 水耕と土耕で得られた結果について、実験計画法の 2 要因配置分散分析を行ったところ、土耕試験の最終調査のデータを除いて、すべて銅と亜鉛の交互作用効果が 1% 以下の危険率で有意であることが認められた。

2. 水耕と土耕で得られた結果を、それぞれ銅あるいは亜鉛を基準として、縦軸に対照を 100 とした各試験区の相対値、横軸に基準とした元素の対数で表示した濃度を取って図示すると、以下に示すような同様の傾向がみられた。すなわち、水耕で 5 本、土耕で 4 本の応答曲線が示す形は、横軸の銅あるいは亜鉛濃度が低いときには右下がりに互いに平行であるが、横軸の濃度が高くなると 1 点に収束するように集まってきた。

3. 2 で述べた形が示すものが、1 で述べた結果と対応し、認められた交互作用効果は、きつ抗作用であると考えられた。また、土耕試験の最終調査の結果は相加作用であると考えられた。

4. 水耕試験、土耕試験においてそれぞれ銅、亜鉛とも低濃度の組合せのデータから、それぞれ単独では生育障害を引き起こすことはないような低濃度の組合せでは、少なくとも相乗作用ではないことが推察された。

文 献

- 1) 環境庁土壌農業課編：公害と防止対策, 土壌汚染, p. 33~38, 白亜書房, 東京 (1973)
- 2) 環境庁水質保全局編：土壌中カドミウムの挙動に関する調査研究, p. 22~23 (1979)
- 3) 環境庁水質保全局編：土壌中亜鉛および銅の作物影響に関する参考文献調査, p. 28, 33~47 (1980)
- 4) 渡辺和彦・日下昭二：小カブにおける Cu, Zn, Ni 過剰障害と生体内成分の関係, 兵庫農試研報, **19**, 45~48 (1971)
- 5) 土山和英・市倉恒七・前田正男：銅および亜鉛が水稻の生育と収量におよぼす影響, 大阪農技セ研報, **10**, 17~24 (1973)
- 6) 土山和英・斎尾健二・中村 隆：銅および亜鉛の土壌汚染に関する調査研究, 同上, **13**, 55~62 (1976)
- 7) 日野和裕・土山和英：重金属による土壌の低濃度複合汚染とその対策に関する研究 (第2報), 低濃度複合汚染と作物の生育障害, 近畿中国農業研究, **64**, 27~32 (1982)
- 8) MACNICOL, R.D. and BECKETT, P.H.T.: Critical Tissue Concentrations of Potentially Toxic Elements. *Plant Soil*, **85**, 107~129 (1985)
- 9) BECKETT, P.H.T. and DAVIS, R.D.: The Additivity of the Toxic Effects of Cu, Ni and Zn in Young Barley. *New Phytol.*, **81**, 155~173 (1978)
- 10) WALLACE, A. and BERRY, W.L.: Shift in Threshold Toxicity Levels in Plants When More Than One Trace Metal Contaminates Simultaneously. *Sci. Total Environ.*, **28**, 257~268 (1983)
- 11) 日野和裕・平野隆生・高橋英一：種子根試験法による銅と亜鉛の複合毒性の検定, 土肥誌, **58**, 49~52 (1987)
- 12) 京大農学部農芸化学教室編：農芸化学実験書, 増補, 第3巻, p. 1049, 産業図書, 東京 (1967)
- 13) 茅野充男・北岸確三：重金属元素の過剰による水稻の被害に関する研究 (第1報), Cu, Ni, Co, Zn および Mn の処理濃度を変えたときの水稻の生育, 土肥誌, **37**, 372~377 (1966)
- 14) 渋谷政夫・山添文雄・尾形 保・能勢和夫：環境汚染と農業, 種類・影響・検定・対策, p. 157~167, 博友社, 東京 (1975)
- 15) 山根一郎：たん水土壤中の土壌溶液の pH, 土肥誌, **45**, 303~305 (1974)
- 16) 奥野忠一・芳賀敏郎：実験計画法, p. 94~100, 培風館, 東京 (1969)
- 17) WALLACE, A.: Additive, Protective, and Synergistic Effects on Plants with Excess Trace Elements. *Soil Sci.*, **133**, 319~323 (1982)