

樹芸研究所内銅ズリ鉱堆積場における Cu の 存在状態について

稲葉尚子*1・久保田 洋*1,*2・齊藤陽子*3,*4・竹中千里*1

Copper Distribution around the Mine Waste Deposit in Arboricultural Research Institute

Shoko INABA*1, Hiroshi KUBOTA*1,*2, Yoko SAITO*3,*4
and Chisato TAKENAKA*1

はじめに

静岡県賀茂郡南伊豆町にある東京大学大学院農学生命科学研究科附属科学の森教育研究センター樹芸研究所青野研究林内には銅鉱山から排出された銅ズリ鉱の捨て場が残存している。青野研究林では明治末期から昭和30年代まで銅鉱山として銅の採掘が行われており(永岡, 1996; 辻ら, 2000), 大量のズリ鉱が林分内に廃棄された。現在, 周辺の河川に魚等の生息が見られない, 植生の乏しい場所がある, など鉱毒の影響と思われる事象が観察されるが, 実際にCuによる汚染の有無やレベルは確かめられていない。今後の管理方針を考える上で, このような鉱山跡地で汚染の実状を把握しておくことは不可欠である。そこで, 本研究は, ズリ鉱堆積場および周辺の土壌, 河川水, 植物体を分析し, Cu汚染がどの程度起きているのかを明らかにすることを目的とした。

材料と方法

土壌・河川水試料の採取地点を図-1に示す。全ての試料は2002年5月29日に採取した。採取日の天候は晴天であった。土壌は青野研究林内の2箇所(図-1; 土①, ②)のズリ鉱堆積場内9地点で13試料採取した(①3試料, ②10試料)。そのうちズリ鉱堆積場の1地点(②)では土壌断面を作設し, 異なる5つの深度から試料を採取した。この地点ではリターが薄く堆積した表層の下に, 周辺植生の根が絡み合って形成された厚さ約1cmのマット状の層が存在した。この根の層を除去し, 露出した堆積物の表層から深さ0~5, 5~10, 10~25, 25~40, 40~55cmで土壌

*1 名古屋大学大学院生命農学研究科森林環境資源学研究室

*1 Laboratory of Forest Environment and Resources, Graduate School of Bioaricultural Sciences, Nagoya University.

*2 (現所属) 株式会社フジタ技術センター環境研究部

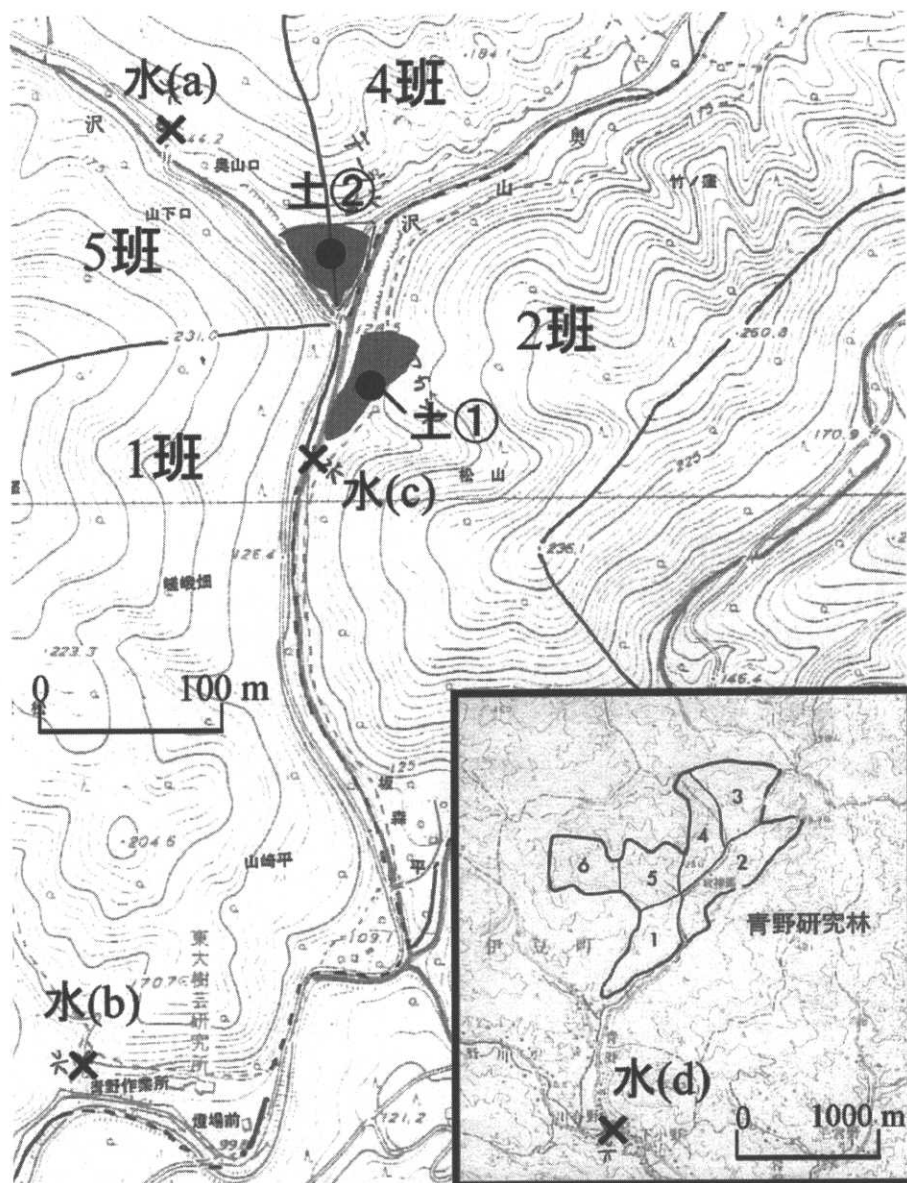
*2 (Present Address) Environmental Engineering Research Department, Technology Development Division, Fujita Corporation.

*3 東京大学大学院農学生命科学研究科附属科学の森教育研究センター樹芸研究所

*3 Arboricultural Research Institute of the Tokyo University Forests, Graduate School of Agricultural and Life Sciences, The University of Tokyo.

*4 (現所属) 東京大学大学院農学生命科学研究科森園管理学研究室

*4 (Present Address) Laboratory of Forest Ecosystem Studies, Graduate School of Agricultural and Life Sciences, The University of Tokyo.



(東京大学農学部附属樹芸研究所地図より転載)

図-1 試料採取地点

Fig. 1. Location of sampling sites.

注) 図中のグレーの塗りつぶしがズリ鉱堆積場を示す。

試料を採取した。0~5, 5~10 cm の深さで採取した土壌試料は細かいリターが混ざり、有機物由来と思われる褐色をしていたが、これより下ではズリ鉱そのものと思われるレキを含む、淡黄色や灰褐色の堆積物が観察された。他の 8 地点は表層土壌(深さ 0~1 cm) を試料とした。河川水は 4 地点(図 1; 水(a)~(d)) で採取した。その内訳は、坑道口付近が 2 地点(a), (b)、支流が本流

表-1 採取植物試料
Table 1. Plant samples.

採取地点	シダ・木本	生活形	試料の詳細	
アカメガシワ	②	木本	広・落	
スダジイ	②	木本	広・常	
スギ成木(旧葉)	②	木本	針・常	スギ成木の高さ 1.5 m くらいで採取した二年生以上の葉
スギ成木(新葉)	②	木本	針・常	スギ成木の高さ 1.5 m くらいで採取した当年および一年生葉
スギ実生(旧葉)	②	木本	針・常	高さ 30 cm のスギ実生の二年生葉以上の葉
スギ実生(新葉)	②	木本	針・常	高さ 30 cm のスギ実生の当年および一年生葉
スギ実生(根)	②	木本	針・常	高さ 30 cm のスギ実生の根系全体
アブラチャン	②	木本	広・落	
ガマズミ(花)	②	木本	広・落	
ガマズミ	②	木本	広・落	
イヌガヤ	②	木本	針・常	
フジ	②	木本	広・落	
エゴノキ	②	木本	広・落	
サワラ	②	木本	針・常	サワラ成木の高さ 1.5 m くらいで採取した当年および一年生葉
フユイチゴ	②	木本	広・常	
ベニシダ	②	シダ	常	
ハリガネワラビ	②	シダ	夏緑	
コシダ	②	シダ	常	
ホシダ	②	シダ	常	
ヘビノネゴザ(枯)	②	シダ	夏緑	前年度の葉が根株についたまま枯れて残っていたもの
ヘビノネゴザ(生)	②	シダ	夏緑	調査時までには新しく展開した葉
キジノオシダ	②	シダ	常	
ウラジロ	②	シダ	常	
ウラジロ	②	シダ	常	
アケビ	①	木本	広・落	
モリシマアカシア	①	木本	広・落	16年生植栽木の葉
オオキジノオ	①	シダ	常	
ホラシノブ	①	シダ	常	
ハリガネワラビ	①	シダ	夏緑	
ヘビノネゴザ(生)	①	シダ	夏緑	調査時までには新しく展開した葉

注) 詳細のないものについては、シダ植物については展開していた葉を、木本植物については高木については高さ 1~1.5 m 付近から、低木に関しては特に位置は考慮せずに、当年葉と一年生葉を混合して採取したものを葉試料とした。

に合流するところで 1 地点 (c)、町中の下流で 1 地点 (d) である。坑道跡からの水の流出が見られる場所では、水路の底に鮮やかな赤褐色の物質が堆積していた。これは鉄酸化バクテリアのコロニーだと考えられ、ここの流水中の Fe 濃度が高いことが予測された。また、支流と本流との合流地点付近 (水 (c)) では、水量は十分多いが魚が棲息していなかった。一方、下流の採取地点 (水 (d)) では魚の棲息が確認された。

ズリ鉱堆積場にはまばらながら植生が生育しており、土壌採取地点①、②(図-1)において 21 種 30 試料の植物体を採取した。採取した植物材料の詳細を表-1 に示す。下層植生のほとんどがシダ植物で、鉱山付近でしばしば多生するシダ植物の一種ヘビノネゴザ (*Athyrium yokoscense*) (田崎ら, 1977) が、本調査地においても数多く観察された。

土壌および河川水試料について、ガラス電極法 (WM-22EP, TOA) による pH 測定と ICP-AES (IRIS ICAP, Jarrell Ash) による元素分析を行った。採取土壌は風乾後、2 mm 目のふるいにかけたものを土壌試料とし各測定に供した。河川水試料の pH はポリ瓶にて採取し持ち帰って測定した。土壌試料の pH は土壌試料と蒸留水を 1:5 の割合でビーカー内で混合、よく攪拌し 1 時間静

置後、上澄みについて測定した。土壌の元素については、水抽出量、0.1 N HCl 抽出量、HF と HClO₄ または HF と HNO₃ 分解（全分解）による全含有量を分析した。水と HCl 抽出は土壌試料と抽出溶媒を 1:5 の割合で混合したものをポリプロピレン製遠心チューブに入れ、1 時間振とう抽出した後遠心分離し、上澄みをろ過したものを測定に供した。全分解はテフロン製ビーカーに土壌試料 250 mg と HF と HClO₄ の混合液（または HF と HNO₃ の混合液）を入れホットプレート上で 150°C で加熱し、残さを 1 ml の 12 N HCl で溶解し超純水で 25 ml にメスアップしたものを測定に供した。HF と HClO₄ の混合比などは TESSIER ら (1979) の全含有量の分析方法に従った。また、土壌については CN コーダ (MT-700, Yanaco) により C/N 比、全 C・N 含有量を、また土壌試料と蒸留水を 1:5 の割合で混合し 1 時間振とう抽出した土壌溶液をろ過 (No. 2 ろ紙, ADVANTECH) して得た溶液中の水溶性有機態炭素濃度を TOC メータ (TOC-V, 島津製作所) により分析した。

採取した植物体試料は水道水で洗浄し、80°C で 48 時間乾燥後、約 100 mg を秤取し、硝酸分解して Cu など元素含有量を ICP-AES (IRIS ICAP, Jarrell Ash) で測定した。

またズリ鉾堆積場の土壌が植物の生育に有害かどうかを、採取した土壌試料とレタス種子を用いた発芽実験で簡易的に調べた。土壌試料を乳鉢で粉碎したものを 5 g をシャーレに詰め、各シャーレにレタス種子 10 粒をまき、水を与えて人工気象室 (昼/夜 16/8 h, 20/14°C) に 5 日間設置して、発芽、生育の様子を観察した。また、対照実験として、シャーレにろ紙を敷き蒸留水 (蒸留水区), または 100 mg Cu/l の CuSO₄ 水溶液 (Cu 100 ppm 区) を 5 ml まいたものと、シャーレに腐葉土と赤玉土を 1:2 の比で混合したものを 5 g 詰めたもの (非汚染土壌区) を用意し、これらを用いて同様の発芽実験を行った。

結果と考察

図-2 に河川水試料の pH, 図-3 に Cu および他の元素 (Fe, Mn, Pb, Zn, S) 濃度の測定結果を示す。今回の測定結果からは、水系の Cu 汚染はほとんどみられないことが明らかになった。現在我が国では、水質に関する環境基準は Cu 濃度については定められておらず、検出された約 0.1 mg/l という値の安全性の是非を議論することは困難である。しかし、わずかながら Cu が検出

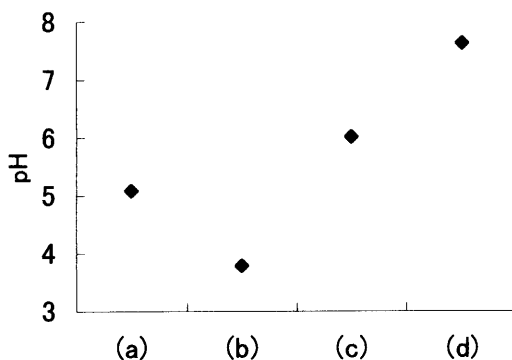


図-2 水試料の pH

Fig. 2. pH values of stream water samples.

注) (a)~(d) は採水地点を示す。

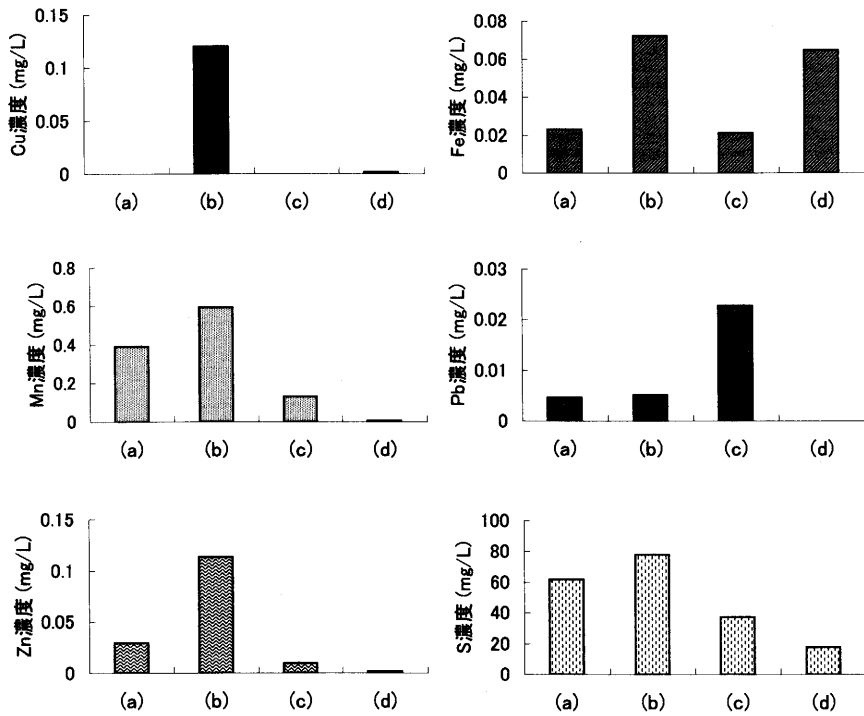


図-3 水試料中の元素濃度 (Cu, Fe, Mn, Pb, Zn, S)

Fig. 3. Elements concentrations (Cu, Fe, Mn, Pb, Zn, S) in stream water samples.
注) (a)~(d) は採水地点を示す。

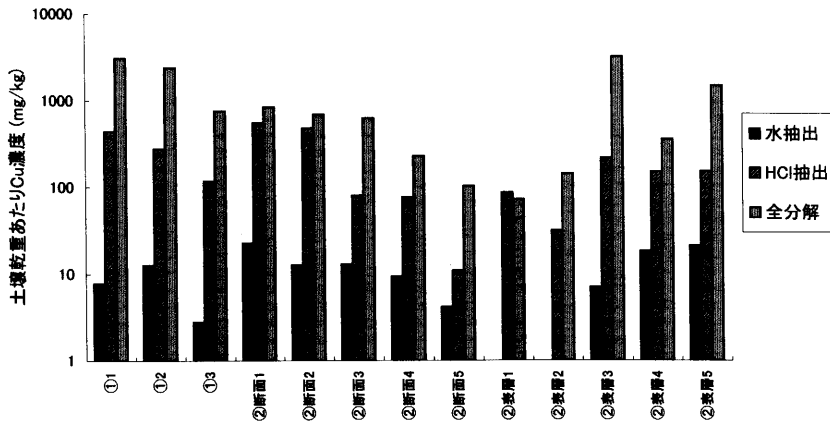


図-4 土壌試料中の Cu 濃度

Fig. 4. Copper concentrations in soil samples.
注) 土壌試料名は表-1 の表記に準ずる。

されたのが坑道口付近の地点 (b) だけで、下流にいくと希釈されて検出されなくなる (検出限界: 0.1 ppb) ことから、深刻な問題ではないと言える。河川水試料の pH は坑道口付近で 3.79 および 5.09 といった低い値を示した。しかし、支流が本流に合流する採取地点 (c) では pH 6.92 であり、

他の水源と合流する下流の採取地点 (d) では pH 7.63 で中性を示した。一般に、鉱床では金属元素は硫化物として存在する (鹿園, 1997)。硫化物自体は不溶であるが、採掘され空気に触れると酸化され硫酸を生成する。調査地の坑道内においても残存している採掘物から硫酸が溶出し、水系を硫酸酸性にしている可能性がある。実際、低 pH の試料ほど S 濃度が高くなっていた (図-2, 図-3)。このことから、坑道口付近で採取した河川水試料が極端な酸性を示す原因の一つとして、採掘残存物から溶出する硫酸が関係していることが推察された。鉱床では単一の元素だけでなく、複数の元素が濃縮して存在する。そこで、水系への Cu 以外の重金属元素の溶出がないか確かめた (図-3)。すると、微量の Cu が検出された坑道口付近の採水地点 (b) では Fe, Mn, Zn も他の採水地点より高い値で検出された。また Cu は検出されなかった採水地点 (c) で他の地点より 4 倍以上高い値 (約 0.02 mg/l) の Pb が検出された。人の健康の保護に関する水質の基準としては、Pb は基準値が 0.01 mg/l と定められており (環境省, 2003) これを超えているので、(c) 地点の Pb 汚染に関してはさらに調査する必要があると考えられる。しかし、Fe 以外の元素は下流

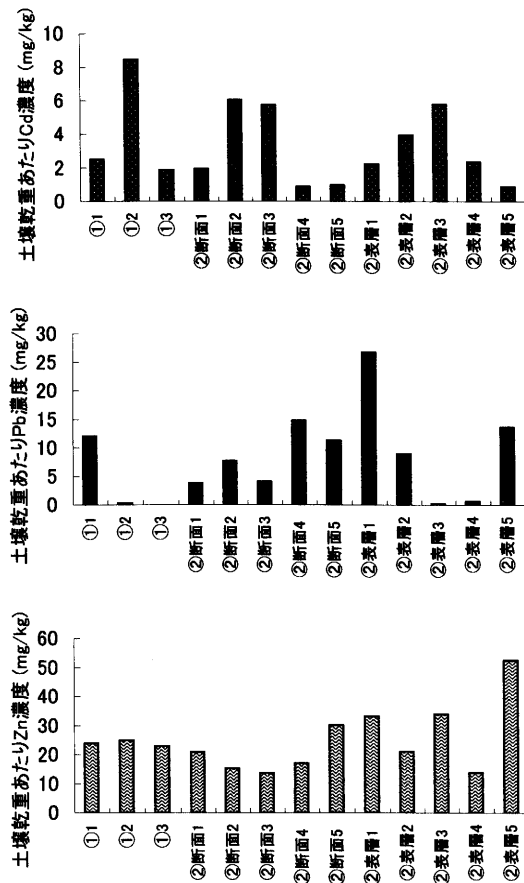


図-5 土壤試料中のその他の重金属元素 (Cd, Pb, Zn) 濃度 (全分解)

Fig. 5. Concentrations of other heavy metals (Cd, Pb, Zn) in soil samples (total contents).

(注) 土壤試料名は表-1 の表記に準ずる。

の(d)地点ではほとんど検出されないことから、これらによる汚染も問題ではないと言える。Feだけは下流の(d)地点でpHが高いにもかかわらず、坑道口付近の地点(b)と同程度の濃度が検出されたが、これは下流での別起源のFeの流入が原因と考えられる。

次に採取土壤中のCuの分析結果を図-4に示す。全13試料のCu濃度の平均値はそれぞれ水抽出が10.1, HCl抽出が203, 全分解が1,050 mg/kgであった。IMURA (1981)は日本の土壤中のCu自然賦存量を34 mg/kgであると報告しており、これに対して全分解によって得られた1,050 mg/kgの含有量は明らかに高く、ズリ鉍に由来する汚染が明らかになった。日本ではCuの土壤汚染に関わる環境基準は農用地(水田)に限り定められており、その値は0.1 N HCl抽出により125 mg/kg以下、というものである(渋谷ら, 1978)。また、KABATA-PENDIAS (1992)は全含有量が60~125 mg/kgで有害なレベルとしている。こうした値と比べてもズリ鉍堆積場の土壤から検出された値は十分に高い。水質同様、土壤試料中の他の重金属元素(Cd, Pb, Zn)の濃度(図-5; 全分解)についてもみると、PbとZnは日本の土壤の自然賦存量(それぞれ29, 86 mg/kg)(IMURA, 1981)以下であった。また、Cdは自然賦存量(0.44 mg/kg)(IMURA, 1981)以上の値が検出されたが、KABATA-PENDIAS (1992)が毒性が懸念されない限界濃度(全含有量)とする3~8 mg/kg以内に収まっていた。このことからCu以外の元素による深刻な汚染はないと言える。表-2に土壤試料のpH, C/N比, C・N含有量, 水溶性有機態炭素(TOC)と3つの抽出法によるCu濃度を示した。Cuは土壤有機物との親和性が高く(BAKER and SENFT, 1995), また土壤溶液中のCuは98%以上が溶存有機物と結合して存在している(HODGSON *et al.*, 1966)と報告されていることなどから土壤有機物はCuの移動と集積に密接に関連していると考えられてい

表-2 土壤試料の分析結果
Table 2. Analytical results of soil samples.

試料名	採取深度 (cm)	pH (H ₂ O)	C/N比	C含有量 (%)	N含有量 (%)	TOC (ppm)	Cu		
							水抽出	HCl抽出 (mg/kg)	全分解
①1	0~1	4.02	13.4	14.3	1.06	12.5	7.64	436	849
①2	0~1	4.07	12.4	2.76	0.22	4.08	12.6	275	2,370
①3	0~1	3.93	14.7	7.14	0.49	6.71	2.77	117	748
②断面1	0~5	4.03	14.0	6.19	0.44	6.39	22.4	544	834
②断面2	5~10	3.73	13.3	21.3	1.60	28.0	12.5	473	680
②断面3	10~25	3.61	7.36	0.78	0.11	0.51	12.7	79.2	615
②断面4	25~40	3.72	6.73	0.58	0.09	0.55	9.16	75.6	225
②断面5	40~55	4.28	7.85	0.48	0.06	0.40	4.11	10.7	102
②表層1	0~1	3.82	14.0	21.5	1.53	29.1	0.54	85.2	63.2
②表層2	0~1	3.81	14.2	18.2	1.29	20.2	0.91	31.0	94.8
②表層3	0~1	3.94	15.1	8.41	0.56	12.0	6.95	214	3,090
②表層4	0~1	4.00	10.6	2.03	0.19	1.89	18.1	148	347
②表層5	0~1	3.81	10.4	0.82	0.08	0.84	21.0	149	1,440

注) 試料名「①1~3」は土壤採取地点①で採取した表層土壤, 試料名「②断面1~5」は土壤採取地点②にて土壤断面を掘り, 異なる深さの5箇所から採取した土壤, 試料名「②表層1~5」は土壤採取地点②で採取した表層土壤を示す。「②断面」試料の採取深度は最表層のリターと根のマットの層を除去した点からの深さを, 他の試料については最表層からの深さを示す。TOCは水溶性有機態炭素を表す。

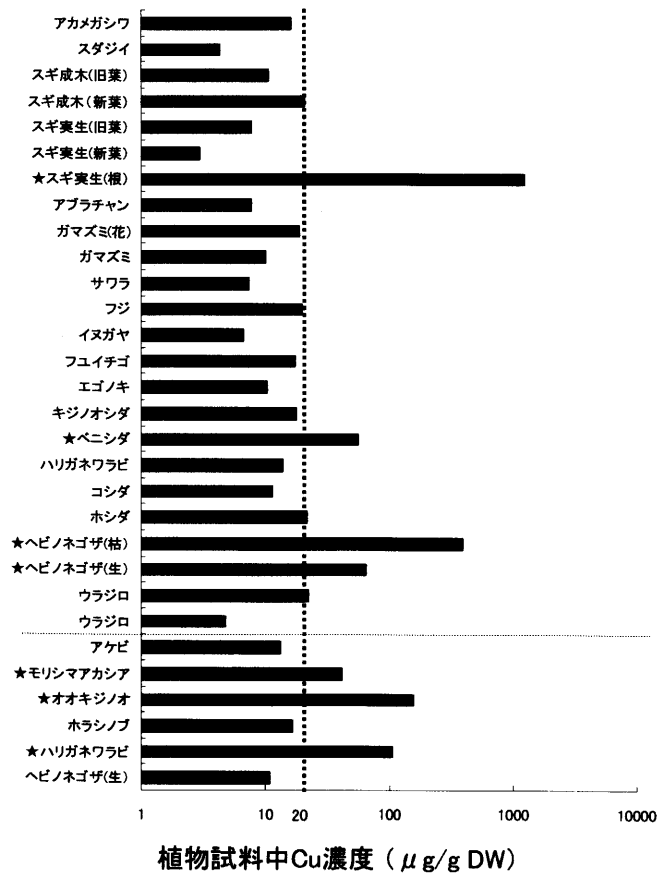


図-6 植物試料中 Cu 濃度

Fig. 6. Copper concentrations in plant samples.

注) 植物名の前に★がついているものが通常 Cu 濃度範囲 5~20 μg/g を超過したもの(グラフ中の縦線が 20 μg/g を示す。)アケビより下 6 試料が土壤採取地点①, 上から 24 試料は土壤採取地点②で採取

る(山田ら, 1987)。しかし, 本研究の全土壤試料についてみれば, C/N 比や TOC など有機物の指標と Cu の含有量や存在形態など動態に関係はみられず, むしろ場所によって Cu 分布量のばらつきが大きいことが明らかとなった。また, 堆積場で掘った土壤断面で深度別に採取した試料(②断面 1~5; 図-4)について比較すると, ズリ鉦そのものと思われる下層で採取した土壤試料よりも細かいリターが混じった上層の試料の方が Cu 濃度が高いことが示された。このことは上層の有機物に Cu が集積している可能性を示唆している。

図-6 に採取した植物試料中の Cu 濃度を示した。Cu は高濃度では有害だが, 生物にとって微量必須元素でもあり, 非汚染地の植物体中には平均 5~20 μg/g (BOWEN, 1979) 存在する。この値と比較すると, 全 30 植物試料のうちこの範囲を超過しているのは 7 試料で残り 23 試料は範囲内かその付近に収まっていた。植物試料はスギ実生の根とガマズミの花を除き, 葉の試料である。スギ実生の根には 1,000 μg/g を超える高濃度の Cu が蓄積されていたが, スギの葉には通常範囲の濃度の Cu しか蓄積されていなかった。一般に植物は根圏の過剰な量の Cu を根に蓄積し

でも、地上部には移行しないことが多く報告されている (BORGEGÅRD and RYDIN, 1989; ROSELLI *et al.*, 2003; CHAIGNON *et al.*, 2002; ARDUINI *et al.*, 1996)。なお、IWASAKI ら (1990) は根に高濃度に蓄積された Cu は 60% 以上が根の細胞壁に結合していたと報告している。また、ARDUINI ら (1996) は根端の皮層細胞の細胞壁が過剰な Cu の結合サイトであったと報告している。今回、根の試料はスギ実生の根の試料一つしかなかったので他の植物試料の根も同様に高濃度の Cu を吸収しているか明らかにできなかったが、ほとんどの植物試料の葉の Cu 濃度が低かったことは、ズリ鉞堆積場に生育する植物の多くにおいて、根圏に過剰に存在する Cu が葉には移行していないことを示唆している。

土壌断面を掘り土壌試料を採取したズリ鉞堆積場では、周辺植生 (ヒノキなど木本類) の根が垂直方向に伸びず、薄いリター層 (厚さ約 1 cm) の直下で水平方向に伸びて絡まりあい、厚さ 1 cm 程のマット状の層を形成していた。このマット状の層より下には、ほとんど根が観察されなかった。また、ズリ鉞堆積物は非常に固く、土壌試料採取が非常に困難であった。このことから、ズリ鉞堆積場での植生の活着を妨げているのは根の垂直方向の侵入を妨げるようなズリ鉞の固さなど物理的性質も一因と考えられる。0.1 N HCl 抽出法はプロトン添加によって有機結合基などに吸着されている重金属を交換放出し、塩化物イオンとのイオン対生成反応により液相側で安定させるもので、植物による吸収や生育との関連の深い可溶性部分を抽出するものである (土壌標準分析・測定法委員会, 1986)。ズリ鉞中の Cu は植物が吸収し得るとされる、酸可溶性部分として多く存在 (図-4, 表-2) していたが、実際にそのレベルが植物にとって有害なものかどうかをズリ鉞堆積場で採取した土壌試料とレタス種子を用いた発芽実験で調べた。レタスは重金属の植物に対する毒性の試験に古くから用いられている (BERRY, 1977; BERRY, 1978; SAVAGE *et al.*, 1981; GEIGER *et al.*, 1993)。GEIGER ら (1993) の研究では汚染土壌の除染処理に伴いレタスの生育が改善されていることが示され、土壌中の重金属の植物に対する毒性を調べる供試植物として適していると考えられる。また、根の伸長の抑制は重金属の毒性の指標として、広く用いられている (BAKER *et al.*, 1994)。ズリ鉞堆積場で採取した土壌試料を用いた発芽実験の結果、種子が暗色化し、根は褐色化してほとんど伸長しなかった (2 mm 程度) (図-7)。この様子は高濃度の Cu 水溶液 (Cu 100 ppm 区) で発芽実験を行ったときの種子の状態と酷似していた (図-7)。また蒸留水区や非汚染土壌区と比較してこのような根の形態の変化は重金属による根の形態への影響の報告例 (PUNZ and SIEGHARDT, 1993) と一致している。根の伸長抑制は重金属による細胞分裂への干渉 (WAINWRIGHT and WOOLHOUSE, 1977)、褐色化はコルク化の促進 (BRECKLE, 1991) が原因とされている。ズリ鉞堆積場の土壌試料がもつ植物の生育に不適とされる化学的性質に、硫酸塩による低 pH (3.61~4.28) (表-2) であることも挙げられる。しかし pH 3.8 に調整した H₂SO₄ をまいたシャーレで同様の発芽実験を行った結果、根の伸長抑制も褐色化も全く見られなかった (未発表)。また、前述の通り土壌試料中の Cu 以外の重金属 Cd, Pb, Zn は深刻な汚染レベルではなかった。これらのことから、土壌試料を用いたレタスの発芽実験で見られた毒性は、土壌試料に水溶性として 0.536~22.4 mg/kg、酸可溶性として 10.7~544 mg/kg 存在した Cu (表-2) による影響と考えられる。すなわち、ズリ鉞中の Cu の存在状態はレタスの発芽にとって十分に有害なレベルであった。植物の Cu など重金属に対する反応は種によって様々であり (BAKER, 1987)、レタスの発芽実験の結果を植物全体に一般化することはできないが、植物のもつ耐性を無視すれば、ズリ鉞中の Cu は潜在的に植物にとって有害なレベルにあると言える。

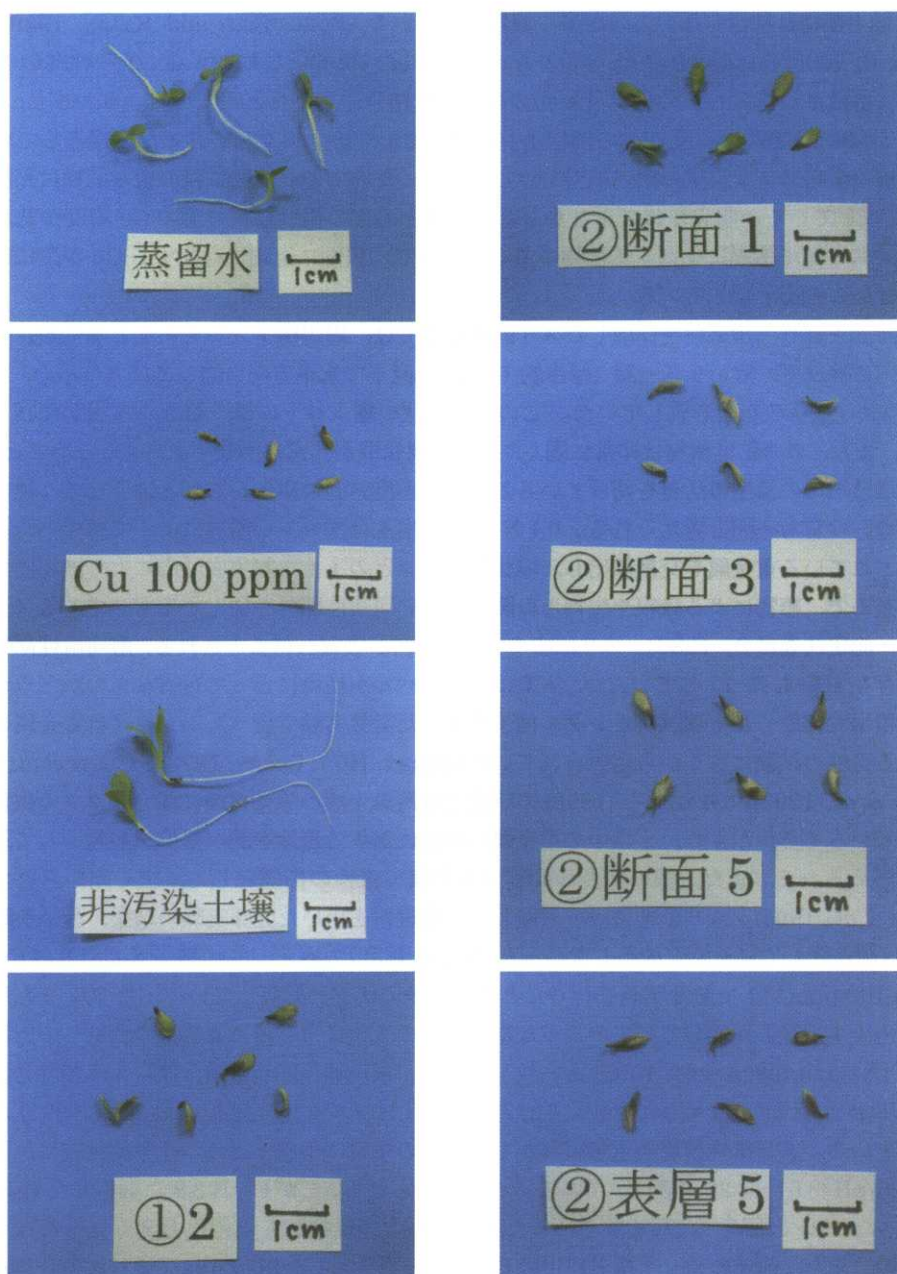


図-7 レタス発芽試験の結果（播種 5 日後）

Fig. 7. Results of germination tests using lettuce (*Lactuca sativa*) seeds (5 days after sown).
 注)「蒸留水」と「Cu 100 ppm」はそれぞれを染み込ませたろ紙をシャーレに敷き、レタス種子を播種、他はシャーレに土壌試料を詰め、その上に播種した。「非汚染土壌」は腐葉土と赤玉土を 1:2 で混合した土壌、その他の土壌試料の試料名は表-1 の表記に準ずる。

そのようなズリ鉍堆積場では Cu が植生の侵入を妨げていると考えられる一方、まばらながらも植物が生育していたのは、ひとつには、それら植物が根圏に高濃度に存在する Cu に対してなんらかの耐性メカニズムを発達させているためではないかと推察される。重金属が高濃度に存在する土壌で植物が生育を可能にしているメカニズムとして、「回避」と狭義の「耐性」の2つの可能性が挙げられる (PUNZ and SIEGHARDT, 1993; LEYVAL *et al.*, 1997)。前者は重金属の吸収を抑制して地上部の重金属濃度を通常レベルに維持するもの、つまり、根の細胞壁での結合 (PUNZ and SIEGHARDT, 1993) や細胞外での錯体形成 (LEYVAL *et al.*, 1997) により根に蓄積して隔離するか、もしくは ATP アーゼ活性や陽イオン交換能を低下させて根からの吸収を抑制する (PUNZ and SIEGHARDT, 1993) というもの、後者は、地上部に高濃度の重金属を有しながらも、液胞内に隔離したり (ZENK, 1996; COBBETT and GOLDSBROUGH, 2002)、細胞内でタンパク質やポリリン酸塩などのリガンドを合成してキレートさせたり (LEYVAL *et al.*, 1997) することにより生存するというものである。これらは主に Cd に関しての報告であるが、ズリ鉍堆積場で採取した植物も同様に、Cu に対して何らかの耐性のメカニズムを備えていると考えられる。

結 論

ズリ鉍堆積場の土壌は高濃度の Cu で汚染されており、大部分が植物による吸収や生育と関連が深く、有害とされる酸可溶性で存在した。水系の Cu 汚染に関しては、下流では検出限界 (0.1 ppb) 以下で、現在深刻な状況にはないけれども、坑道口からは Cu が河川水中に溶出し続けることが明らかとなった。ズリ鉍堆積場に生育する植物は根圏に Cu が高濃度かつ吸収しやすい形態で存在するにもかかわらず、ほとんどの植物種の葉試料中の Cu 濃度は非汚染地の植物体中の平均値と同程度であった。一方、いくつかの植物種では葉に高濃度の Cu を蓄積していたものが見られた。ズリ鉍堆積場に生育する植物は Cu に対して異なる何らかの耐性メカニズムをはたらかせていると推察された。

謝 辞

本論文を作成するにあたり、東京大学大学院農学生命科学研究科附属科学の森教育研究センター樹芸研究所の佐倉詔夫所長、技官の村瀬一隆氏、渡邊良広氏をはじめとする職員の皆様には調査に際し、多大なご指導、ご協力をいただいた。東京大学大学院農学生命科学研究科森林植物学研究室の松下範久講師には本調査地での研究を始めるに際し、様々な便宜を図っていただいた。以上の方々に深く感謝申し上げます。

要 旨

東京大学大学院農学生命科学研究科附属科学の森教育研究センター樹芸研究所青野研究林内にある銅ズリ鉍堆積場において、河川水、土壌、植物試料を採取、元素分析し、Cu の汚染について調べた。その結果、土壌からは平均含有量 1,050 mg/kg の高濃度の Cu が検出され、ズリ鉍堆積場が Cu によって極めて高いレベルで汚染されていることが明らかになった。一方、河川水中の Cu は坑道口で採取した最も高濃度の試料で約 0.1 mg/l であり、下流ではほぼ検出されなかったことから、水系の深刻な Cu 汚染はないことが明らかになった。また、ズリ鉍堆積場では植生の活着が思わしくないが、まばらながらも生育している植物の葉中の Cu 濃度はほとんどが非汚染

地の植物体中の平均値と同程度であったが、いくつかの葉試料では高濃度の蓄積が見られた。

キーワード：銅汚染，銅ズリ鉱，樹芸研究所

引用文献

- ARDUINI, I., GODBOLD, D. L. and ONNIS, A. (1996) Cadmium and copper uptake and distribution in Mediterranean tree seedlings, *Physiologia Plantarum*, **97**: 111–117.
- BAKER, A. J. M. (1987) Metal Tolerance, *New Phytol.*, **106** (Suppl.): 93–111.
- BAKER, A. J. M., REEVES, R. D. and HAJAR, A. S. M. (1994) Heavy metal accumulation and tolerance in British populations of metallophyte *Thlaspi caerulescens* J. & C. Presl (Brassicaceae), *New Phytol.*, **127**: 61–68.
- BAKER, D. E. and SENFT, J. P. (1995) Copper, *In* Heavy metals in soils, second edition, Blackie Academic and Professional, Glasgow, UK, 179–205.
- BERRY, W. D. (1977) Dose-response curves for lettuce subjected to acute toxic levels of copper and zinc, *In* Biological implications of metals in the environment, Proceedings of the 15th annual habford life sciences symposium at Richland, Washington, Technical Information Center, Springfield, Virginia, 365–369.
- BERRY, W. D. (1978) Comparative toxicity of VO_3^- , CrO_4^{2-} , Mn^{2+} , Co^{2+} , Ni^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , and Cd^{2+} to lettuce seedlings, *In* Environmental chemistry and cycling processes, Proceedings of a symposium held at Augusta, Georgia, Technical Information Center, Springfield, Virginia, 582–589.
- BORREGÅRD, S. O. and RYDIN, H. (1989) Biomass, root penetration and heavy metal uptake in birch in a soil cover over copper tailings, *J. Appl. Ecology*, **26**: 585–595.
- BOWEN, H. J. M. (1979) Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, London, pp. 333.
- BRECKLE, S. W. (1991) Growth under stress: heavy metals, *In* Plant roots: the hidden half, Marcel Dekker, New York, 351–373.
- CHAIGNON, V., BEDIN, F. and HINSINGER, P. (2002) Copper bioavailability and rhizosphere pH changes as affected by nitrogen supply for tomato and oilseed rape cropped on an acidic and a calcareous soil, *Plant Soil*, **243**: 219–228.
- COBBETT, C. and GOLDSBROUGH, P. (2002) Phytochelatin and metallothioneins: Roles in heavy metal detoxification and homeostasis, *Annu. Rev. Plant Biol.*, **53**: 159–182.
- 土壤標準分析・測定法委員会編 (1986) 土壤標準分析・測定法, 博友社, pp. 197.
- GEIGER, G., FEDERER, P. and STICHER, H. (1993) Reclamation of heavy metal-contaminated soils: Field studies and germination experiments, *J. Environ. Qual.*, **22**: 201–207.
- HODGSON, J. F., LINDSAY, W. L. and TRIERWEILER, J. F. (1966) Micronutrient cation complexing in soil solution. II. Complexing of zinc and copper in displacing solution from calcareous soils, *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, **36**: 775–761.
- IMURA, K. (1981) Heavy Metal Pollution in Soils of Japan, Japan Scientific Societies Press, Tokyo, 19–26.
- IWASAKI, K., SAKURAI, K. and TAKAHASHI, E. (1990) Copper binding by the root cell walls of Italian ryegrass and red clover, *Soil Sci. Plant Nutr.*, **36**: 431–439.
- KABATA-PENDIAS, A. and PENDIAS, H. (1992) Trace Elements in Soils and Plants, 2nd edn. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 365.
- 環境省編 (2003) 環境白書 (平成 15 年版), 131–154.
- LEYVAL, C., TURNAU, K. and HASELWANDTER, K. (1997) Effect of heavy metal pollution on mycorrhizal colonization and function: physiological, ecological and applied aspects, *Mycorrhiza*, **7**: 139–153.
- 永岡 治 (1996) 群像いざ一志に生きた郷土の先人たち一, 静岡新聞社, pp. 196.
- PUNZ, W. F. and SIEGHARDT, H. (1993) The response of roots of herbaceous plant species to heavy metals, *Environ. Exp. Bot.*, **33**(1): 85–98.
- ROSSELLI, W., KELLER, C. and BOSCHI, K. (2003) Phytoextraction capacity of trees growing on a metal contaminated soil, *Plant Soil*, **256**: 265–272.
- SAVAGE, W., BERRY, W. L. and REED, C. A. (1981) Effects of trace element stress on the morphology of developing seedlings of lettuce (*Lactuca sativa* L. Grand Rapids) as shown by scanning electron

- microscopy, *J. Plant Nutr.*, **3**(1-4): 129-138.
- 鹿園直建 (1997) 地球システムの化学 環境・資源の解析と予測, 東京大学出版会, pp. 60.
- 渋谷政夫・小山雄生・渡辺久男 (1978) 重金属測定法 土壤汚染元素と定量法の解説, 博友社, pp. 5.
- 田崎忠良・西田弘之・腰塚昭温・牛島忠広・門司正三 (1977) 植物群落の物質代謝による環境保全に関する基礎的研究論文集, 89-101.
- TESSIER, A., CAMPBELL, P. G. C., and BISSON, M. (1979) Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals, *Anal. Chem.*, **51**(7): 844-851.
- 辻 和明・松下範久・井手雄二 (2000) 銅鉱山ずり捨て場にされたアカシア属樹木より分離した根粒菌の性質, *中森研*, **48**: 63-65.
- WAINWRIGHT, S. J. and WOOLHOUSE, H. W. (1977) Some physiological aspects of copper and zinc tolerance in *Agrostis tenuis* Sibth: cell elongation and membrane damage, *J. Exp. Bot.*, **28**: 1029-1036.
- 山田秀和・宮田佳久・服部共生 (1987) 土壤腐植の金属錯化容量の定量法, *土肥誌*, **58**: 199-204.
- ZENK, M. H. (1996) Heavy metal detoxification in higher plants-a review, *Gene*, **179**: 21-30.

(2003年12月15日受付)

(2004年5月7日受理)

Summary

Copper mine waste deposited in Arbicultural Research Institute may cause some environmental pollution, but this has not yet been clarified. Stream water, soil, and plant samples were collected on and around mine waste deposits to investigate their copper content. Soil samples contained quite high concentrations of copper, as much as 1,050 mg/kg, showing that soils have certainly been contaminated by copper. Copper was rarely detected in stream water, the highest level detected being about 0.1 mg/l. It suggested that copper pollution in stream water is not serious at present. Vegetation on the deposit site was very sparse, but copper concentrations of most plant leaf samples were within normal levels.

Key words: Copper pollution, Copper mine wastes, Arbicultural Research Institute

Copper Distribution around the Mine Waste Deposit in Arboricultural Research Institute

Shoko INABA, Hiroshi KUBOTA, Yoko SAITO and Chisato TAKENAKA

Copper mine waste deposited in Arboricultural Research Institute may cause some environmental pollution, but this has not yet been clarified. Stream water, soil, and plant samples were collected on and around mine waste deposits to investigate their copper content. Soil samples contained quite high concentrations of copper, as much as 1,050 mg/kg, showing that soils have been contaminated by copper. Copper was rarely detected in stream water, which suggested that copper pollution in stream water is not serious at present. Vegetation on the deposit site was very sparse, but copper concentrations of most plant leaf samples were within normal levels.

Effect of *Pseudomonas fluorescens* on *in vitro* *Pinus densiflora* and *Laccaria laccata* Co-culture System —Approaches for establishment of a model system for MHB research—

Megumi TANAKA and Yuji IDE

In order to establish an investigative method of studying the bacteria promoting ectomycorrhizal formation, an *in vitro* model experiment was conducted. Mycelial growth of *Laccaria laccata* showed a significant decrease when a *Pseudomonas fluorescens* suspension or the addition of *P. fluorescens* liquid culture was applied to the surface of the culture medium during cultivation. On the other hand, the mycelial growth was promoted when filtered *P. fluorescens* culture solution was added, which signifies the effect of certain substances in the filtrate produced by *P. fluorescens*. Addition of *P. fluorescens* seems to inhibit the growth of mycelium and causes suppression in the lateral root formation of *Pinus densiflora*.