

# 木材防腐剤CCA由来のクロム、銅およびヒ素の土壌環境中での挙動

誌名	環境科学会誌 = Environmental science
ISSN	09150048
著者	康, 峪梅 大谷, 真菜美 櫻井, 克年
巻/号	22巻5号
掲載ページ	p. 329-335
発行年月	2009年9月

## 木材防腐剤 CCA 由来のクロム, 銅およびヒ素の土壤環境中での挙動

康 峪梅\*・大谷真菜美\*・櫻井 克年\*

### 摘 要

クロム (Cr), 銅 (Cu) およびヒ素 (As) を主成分とした木材防腐剤 CCA は日本で 40 年ほど前から使用されてきた。現在その廃材の大量排出が問題となっている。しかし, CCA 廃材の非適切な扱いによって土壤に混入した CCA の挙動や周辺環境への影響についてはほとんど報告されていない。本研究では, CCA が混入した土壤の Cr, Cu および As 含量と形態, さらにその土壤に生育していた植物を分析し, CCA の土壤環境中での挙動について検討した。

高知県内にあるビニールハウス解体後の CCA 処理廃材置き場で土壤と植物を, またこの地点から約 20 m 離れた自然林で対照試料の土壤と植物を採取した。土壤の全 Cr, Cu, As 含量, 塩酸可溶性含量を測定し, さらに逐次抽出法を用いて三元素を分画し定量した。植物については全 Cr, Cu, As 含有率を測定した。

廃材置き場内で採取したすべての土壤は対照試料より高い Cr, Cu および As 含量を示した。その内廃材焼却跡地で採取した土壤は全 Cr, Cu と As 含量がそれぞれ 3450, 2310 と 830 mg kg<sup>-1</sup> と極めて高い値であった。この土壤について塩酸浸出並びに逐次抽出を行った結果, As の約 14% が可溶性画分に, また約 50% が可動性画分に存在し, 溶出しやすいことが示唆された。Cu は可溶性と可動性画分にそれぞれ 4.1% と 66% が測定され, 土壤の pH や酸化還元電位の変化によって溶出しやすいことが考えられた。Cr は As と Cu と比べると可動性が低く, 全含量の 95.5% が残渣画分に存在した。一方, 廃材焼却跡地で採取した植物 2 個体は三元素とも Bowen が提示した陸上植物の Cr, Cu および As 含有率の最大値を上回った。これらの結果から, CCA 処理廃材の積み置きや焼却などの非適切な扱いは土壤, 植物や水系など周辺環境に影響を及ぼす可能性が示された。

キーワード: CCA, クロム, 銅, ヒ素, 土壤

### 1. はじめに

CCA とは, クロム (Cr), 銅 (Cu) およびヒ素 (As) を主成分とした木材防腐剤を指す。Cu と As はそれぞれ殺菌剤と殺虫剤の役割を果たし, Cr は両者を繊維や木のほかの成分に固定する働きをする<sup>1)</sup>。CCA の使用は 1938 年に米国で木柱の防腐に用いられたのが最初であり, 日本では 1963 年から始まった。1973 年から 1995 年までに年間 10 万 t 弱の CCA が使用され, 年間 30 数万 m<sup>3</sup> の木材が CCA 処理されたと見積もられている<sup>2)</sup>。現在築 40 年以上の建築物が解体され始めているため, 今後廃

材として多くの CCA 処理木材が排出されると予想される。

CCA は一般環境中で安定であるが, チップ化した木材を燃料等で利用する場合, 燃焼時に有毒な亜ヒ酸や六価クロムを生成する恐れがある。また埋め立て処分すると Cr, Cu, As が溶出して周辺環境を汚染することが懸念される。穴戸 (2005) は CCA 処理木材の金属含量が平均で Cr 1053 mg kg<sup>-1</sup>, Cu 425 mg kg<sup>-1</sup>, As 460 mg kg<sup>-1</sup> であり, CCA 処理木材を埋め立て処分した場合の金属溶出率は, 三元素とも全含量の 5 ~ 10% 程度であると報告している<sup>2)</sup>。

2008 年 9 月 29 日受付, 2009 年 6 月 18 日受理

\* 高知大学農学部土壤環境学研究室, 〒783-8502 高知県南国市物部乙 200

Khan らは CCA 処理木材の近隣で土壌や地下水の Cr, Cu, As 濃度がリスク規制レベルより高くなると指摘した<sup>3)</sup>。Chireje らはアメリカフロリダ州で CCA 処理木材を使用したデッキ、フェンスや柱付近の土壌を分析したところ、柱の直下で 1.5m 離れたところより 8 倍高い As 含量 (最高  $90 \text{ mg kg}^{-1}$ ) を検出した<sup>4)</sup>。また、Gezer らはトルコの三都市で CCA 処理柱付近の土壌を分析し、すべての地点で下層より表層で Cr, Cu, As 含量が高くなることを示した<sup>5)</sup>。

これまでの日本における CCA に関する研究は主に CCA 処理木材のリサイクル方法および廃棄方法について行われている。その一つに木炭・活性炭としての利用目的で CCA 処理木材の炭化実験が試みられており、Cu, Cr は木炭中にとどまるが、As は炭化温度の上昇とともに揮散することが報告されている<sup>6,7)</sup>。Kakitani らは硫酸、りん酸、クエン酸およびシュウ酸を用いて CCA 処理木材とその熱分解残留物について Cr, Cu, As の抽出を試み、三元素とも CCA 処理木材からは容易に抽出されるが、熱分解残留物からの抽出率が極めて低いことを明らかにした<sup>8)</sup>。

CCA 処理木材から有害金属類が環境中に流出する可能性があるにも関わらず、日本における土壌、水および植物など環境中での CCA の挙動に関する研究は極めて少ない。そこで、本研究では、CCA 処理木材を使用したビニールハウス解体後の廃材置き場から土壌と植物試料を採取し、CCA 混入土壌中での Cr, Cu, As の挙動及び周辺環境への影響を明らかにすることを目的とした。

## 2. 試料と方法

### 2.1 試料採集と前処理

本研究では高知県内にある CCA 処理廃材置き場およびその周辺で試料採取を行った (図 1)。地点 ②は CCA 処理廃材焼却地点で、③の横に焼却前の廃材が積んであった。まず、対照試料として廃材置き場から約 20m 離れた自然林から土壌 (S1) と植物 (P1, フキ (*Petasites japonicus*)) を採取した。また、廃材置き場にある焼却跡地とその周辺から土壌 5 点 (S2-S6) と植物 7 点 (P2<sub>1</sub>, P3, P4, P5 及び P6 はフキ; P2<sub>2</sub> と P2<sub>3</sub> はハナミョウガ (*Alpinia japonica*)) を採取した。土壌試料は表層約 10cm までの深さから数箇所のコンポジットとして約 1kg を採取し、風乾後、2mm のふるいに通してビニール袋に入れて保存した。また、植物試料は 90℃ で一夜乾燥後、60℃ でさらに二晩乾燥させた。その後粉碎してデシケーター中で保管した。

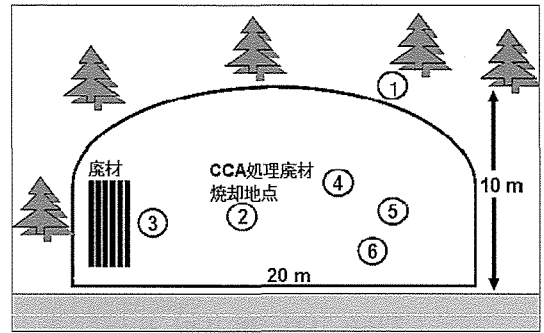


図 1 土壌と植物の採取地点  
(①は対照, ②は CCA 処理廃材焼却地点, ③~⑥はその周辺地点である)

### 2.2 土壌の一般理化学的性質の測定

土壌の pH (土壌: 脱イオン水 = 1 : 5, ガラス電極法), 全炭素含量 (乾式燃焼法), 粒径組成 (沈定法) および陽イオン交換容量 (酢酸アンモニウム浸透法) をそれぞれ定法に従って測定した。

### 2.3 土壌の全 Cr, Cu, As 含量および可給態含量

土壌の全 Cr, Cu, As 含量は過塩素酸-硝酸-フッ化水素-過マンガン酸カリウム分解法で測定した<sup>9)</sup>。土壌 0.2 g をテフロン製ビーカーにとり、過塩素酸 2 ml, 硝酸 3 ml, フッ化水素酸 5 ml, 2% 過マンガン酸カリウム溶液 2 ml を加えた。約 100℃ のホットプレート上で約 20 分間加熱した後、ホットプレートの温度を約 200℃ に上げて乾固直前まで蒸発させた。ホットプレートのスイッチを切り、塩酸 (1 + 1) を 20 ml 加え、ホットプレートの余熱で加温し、溶解させた。50 ml 容ポリプロピレン製メスフラスコに移し、脱イオン水で 50 ml に定容した。

塩酸可溶性 As 含量は 1M 塩酸浸出法<sup>10)</sup> (土壌: 1M 塩酸 = 1 : 5), 塩酸可溶性 Cr と Cu 含量は 0.1M 塩酸浸出法<sup>11)</sup> (土壌: 0.1M 塩酸 = 1 : 5) で抽出した。Cr と Cu 含量は原子吸光光度計 (SHIMADZU AAS-6800), As 含量は水素化物発生装置付き高周波誘導結合プラズマ発光分光分析装置 (SHIMADZU ICPS-1000IV) で測定した。

### 2.4 逐次抽出法による土壌の As の抽出<sup>12)</sup>

風乾土 1.5g を 250 ml 容ポリ遠心管にとり、脱イオン水 150 ml を加えて、2 時間振とうした。次いで 10000 G (7500 rpm) で 10 分間遠心分離を行い、上澄みを 50ml 容ポリビンに移した。同様の操作を、1.0 M 塩化マグネシウム (pH 7.0), 1.0 M リン酸ナトリウム (pH 5.0) および 1.0 M 塩酸で行い、振とう時間はそれぞれ 2, 24 および 1 時間として抽出した。各画分の As 濃度は水素化物発生装置付き ICP

を用いて測定した。抽出の順に水溶性 (WS), Mg 交換態 (Mg), リン酸イオン交換態 (P), 塩酸可溶態 (HCl), および残渣画分 (RE) とする。

### 2.5 逐次抽出法による土壤のCrとCuの抽出<sup>13)</sup>

風乾土 3.0g を 250 ml 容ポリ遠心管にとり, 1 M 酢酸アンモニウム (pH 7.0) を 30 ml 加え, 2 時間振とうした。次いで 10000 G (7500 rpm) で 10 分間遠心分離を行い, 上澄みを 50 ml 容ポリビンに移して抽出液とした。同様の操作を, 25 g L<sup>-1</sup> 酢酸 (pH 2.6) 30ml, 0.1 M 塩化ヒドロキシルアンモニウム (pH 2.0) を 150ml および 0.175 M ピロリン酸アンモニウム + 0.1 M シュウ酸 + 0.1 M アスコルビン酸混合液 (pH 3.1) で行い, 振とう時間はそれぞれ 2, 24 および 1 時間として抽出した。各画分の Cu, Cr 濃度を原子吸光光度計で測定した。抽出の順に交換態 (EX), 酸可溶態 (酸), Mn 酸化物収蔵態 (Mn), 有機物結合態 (OM), Fe 酸化物収蔵態 (Fe) および残渣画分 (RE) とする。

### 2.6 植物の全 Cr, Cu, As 素含有率

細かく粉碎した植物試料約 0.1 g を 30 ml 容ケルダールフラスコに秤取り, 濃硫酸 3 ml を加え, 試料全体が炭化するまで放置した。30% 過酸化水素水 2 ml を 1 滴ずつ加えていき, 溶液がほぼ透明になるまで続けた。約 300 °C に設定したマイクロケルダール分解装置にケルダールフラスコをセットして加熱した。溶液が着色してきたら, 分解装置からケルダールフラスコをおろして放冷後, 30 % 過酸化水素水 2 ml ずつ添加した。再び分解装置にケルダールフラスコをセットし, 連続して 60 分間過熱しても溶液の着色が認められなくなるまで, 同様の操作を行った。溶液から白煙が生じるようになったら, ケルダールフラスコを分解装置からおろし, 放冷した。溶液を 50 ml 容メスフラスコに移し入れ, 50 ml に定容した。土壤と同様に, Cr と Cu 含有率は原子吸光光度計で, As 含有率は水素化物発生装置

付き ICP で測定した。

## 3. 結果と考察

### 3.1 土壤の一般理化学的性質

表 1 は土壤の一般理化学的性質を示している。土壤の pH は弱酸性から微酸性の範囲にあったが, S2 では pH6.9 と中性付近の pH を示し, 廃材焼却による灰や炭の添加が原因だと考えられた。S1, S3 ~ S6 は粘土含量が 20 % 前後であったが, S2 は比較的低い値であった。これは焼却木材の灰や炭が混入したため砂含量が高くなり, 粘土含量が相対的に低くなったものと考えられる。CEC は 14.5 ~ 26.2 cmol<sub>c</sub>kg<sup>-1</sup> で, 全炭素と粘土含量が S2 の次に高い S1 と S6 で高い値を示した。S2 は有機物含量が高いにも関わらず, CEC はほかの土壤と同じぐらいであった。これは灰や炭として添加された炭素は CEC の増加に寄与しない活性の低い有機物であると考えられる。これらの結果から, S2 では表層土の pH と砂画分の量が高くなり, 廃材焼却により土壤の性質が変化していることが分かった。

### 3.2 土壤の全 Cr, Cu および As 含量

対照試料の S1 は全 Cr, Cu および As 含量のいずれも天然賦存量より低い値を示し, CCA 処理廃材置き場の影響を受けていないことが分かる (表 2)。一方, S2 は全 Cr, Cu および As 含量がそれぞれ 3450, 2310 と 830 mg kg<sup>-1</sup> で, S1 のそれぞれ 60, 78 と 98 倍と非常に高い値を示し, 廃材焼却で生じた灰や炭によってこれらの元素が添加されたと思われる。S3, S4, S5 および S6 は As がそれぞれ S1 の 6.1, 3.2, 3.2 と 1.5 倍で, 廃材置き場からの距離が遠くなるにつれて As 含量が低くなる傾向を示した。一方, これら 4 土壤の Cr と Cu 含量は S1 と同等かそれより低い値を示し, As と異なって CCA 処理木材からの移動性が低いものと推察される。Khan らは CCA 処理木材で作ったデッキを開放

表 1 CCA 処理廃材焼却地点とその周辺土壤の理化学的性質

土壤	pH	全炭素 g kg <sup>-1</sup>	CEC cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	粘土 —	シルト %	砂 —
S1	5.6	63.5	26.2	28	17	55
S2	6.9	203	19.9	12	15	73
S3	5.7	35.7	14.5	21	17	56
S4	6.2	29.4	19.1	22	24	54
S5	5.9	33.5	19.3	23	22	55
S6	5.8	43.0	20.4	25	21	53

的な環境に置き、一年間風雨に曝して流出水の As 濃度を測定した。その結果、流出水の平均 As 濃度は  $600 \mu\text{g L}^{-1}$  で、WHO 飲料水基準値 ( $10 \mu\text{g L}^{-1}$ ) の 60 倍高いことを明らかにした<sup>3)</sup>。本研究の調査地では CCA 廃材を長期にわたって積み置きしており、As が雨水に溶けて流出し土壌や水系に影響を与える可能性が考えられる。Chirenje らは CCA 処理木材を使用したデッキ、フェンスや電柱の土壌への影響を調べるために、それらの付近の土壌を水平と垂直の方向に採取して全 Cr, Cu および As 含量を測定した<sup>4)</sup>。2~5 年の新しい電柱の場合、深さや水平距離が増すにつれて CCA 三元素の含量が低下したが、全 Cr, Cu および As 含量はそれぞれ最高で 136, 124 と  $31.9 \text{ mg kg}^{-1}$  であった。また、フェンスやデッキの場合、近隣の土壌より直下で採取した土壌の含量が高く、全 Cr, Cu および As 含量はそれぞれ最高で約 27, 38 と  $35 \text{ mg kg}^{-1}$  であった。これらの報告値と比較して、本研究で採取した土壌試料の Cr, Cu および As 含量は極めて高く、CCA 処理木材の焼却による灰や炭の混入は土壌の Cr, Cu および As 含量を著しく高めることが明らかになった。

土壌の塩酸可溶性 Cr, Cu, As 含量は S2 で 11, 350,  $320 \text{ mg kg}^{-1}$  とほかの土壌より著しく高い値を示した (表 2)。全含量に対する割合はすべての土壌で  $\text{As} > \text{Cu} > \text{Cr}$  の順で、As が Cu と Cr より、また Cu が Cr より移動性が高いことが示された。

### 3.3 Cr, Cu および As の土壌中での存在形態

土壌に添加された CCA の形態や挙動を検討するために、対照試料 S1 と CCA 処理木材焼却跡地土壌 S2 について Cr, Cu および As の逐次抽出を行った。

逐次抽出によって抽出された As の割合は S1 で RE 画分 > P 画分 > HCl 画分 > Mg 画分 > WS 画分の順に低くなったが、S2 では RE 画分と P 画分の次に WS 画分で約 11% の高い値を示した (表 3)。これは、焼却灰からの As の添加や、pH 上昇に伴う As の脱着によると考えられる<sup>14)</sup>。また、S2 では WS 画分の次に可動性の高い Mg 画分、P 画分および HCl 画分にも As が多く検出された。

Cr は S1 と S2 の RE 画分にそれぞれ 88.8% と 95.5% 存在し、大部分が難溶性であることがわかった (表 4)。一方、Cu は S1 で Mn, Fe および RE 画分に多く分配されたが、S2 ではこれらの画分に加えて、OM 画分の割合が高かった。Cu は有機物との親和性が高く、腐植などと錯体を作ることが知られている<sup>14)</sup>。木材の焼却によって、S2 土壌の全炭素含量が高くなったため、OM 画分に保持される Cu が増加した可能性が考えられる。

表 2 CCA 処理廃材焼却地点とその周辺土壌の Cr, Cu と As の含量

	全含量 ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	塩酸可溶性含量 ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	塩酸可溶性 / 全含量 (%)
Cr S1	56.7	0.057	0.1
S2	3450	11	0.32
S3	75.1	0.55	0.73
S4	44.9	0.86	1.92
S5	62.4	0.53	0.85
S6	63.3	0.33	0.52
Cu S1	29.8	0.73	2.45
S2	2310	350	15.2
S3	40.4	0.58	1.43
S4	22.5	0.35	1.56
S5	32.7	0.37	1.13
S6	32.8	0.28	0.85
As S1	8.5	0.59	6.96
S2	830	320	38.6
S3	51.8	29.9	56.3
S4	27.4	3.29	12.0
S5	27.3	9.12	33.4
S6	17.1	4.38	43.2

Balasoiu らは人工的に調製した CCA 汚染土壌を用いて、土壌の組成や物理化学的性質が Cr, Cu および As の保持や分配に与える影響について検討した<sup>15)</sup>。その結果、Cr と Cu の保持率は土壌の有機物含量が増加するにつれて高くなったが、As は有機物含量に関係なく高い保持率を示したと報告した。また、Cr と Cu の可溶性あるいは交換態画分への分配率は極めて低く、有機物結合態画分に多く分配され、それは Cu が有機物と錯体を作って保持されるためと指摘した。さらに、Cr はマンガン酸化物収蔵態画分に 50% 以上が分配され、還元状態で溶出しやすいことや、有機物の多い土壌ではかなりの量の As (III) が検出され、土壌中で As (V) が As (III) に還元されることを報告した。Balasoiu らの研究では、人工的に調製した汚染土壌であるため、Cu と Cr の可動性画分への分配が多かったが、Cr より Cu の可動性がより高いことは本研究の結果と一致する。

### 3.4 植物の全 Cr, Cu 及び As 含有率

図 2 は植物の全 Cr, Cu と As 含有率を示している。一般的に、陸上植物の全 Cr, Cu と As 含有率はそ

それぞれ0.03～10, 1～30, 0.02～7 mg kg<sup>-1</sup>の範囲にあると考えられている<sup>16)</sup>。対照試料として採取したP1は3元素ともその含有率が上記範囲内にあり, CCAの影響を受けていないことが分かった。S2で採取した植物P2-1とP2-2のAs含有率は陸上植物の最大値を上回り, 前者は最大値の2.3倍という高い値を示した。Crは地点2で採取した植物3個体とも高い値を示し, それぞれ陸上植物の最大値の7.2, 3.5, 3.4倍であった。一方, Cu含有率はすべての植物で高い傾向を示し, 特にP2-1とP2-2で高く, それぞれ陸上植物の最大値の3.1と1.9倍であった。土壌中の塩酸可溶性金属類は植物に吸収されるだけでなく, 水に流されたり, 土壌に再吸着されたりするので, その移動性と植物の含有率は必ずしも一致しない。それでも本研究のS2地点で採取した植物の二個体は高い金属含有率を示し, 土壌の高い可溶性金属含量を反映した。また, P<sub>2</sub>とP3～P6のヒ素含有率はP1より低いものの, P1と同様にいずれも一般的な陸上植物の濃度範囲内に

あり, 大差はなかった。

このように, CCA処理木材焼却地点付近で採集した植物は高いCr, CuとAs含有率を示し, 焼却灰や炭の添加によって土壌の可給態含量が増加し, 植物の含有率が高くなったと思われる。

#### 4. 結 論

CCA処理木材焼却跡地土壌の全Cr, CuとAs含量はそれぞれ3450, 2310と830 mg kg<sup>-1</sup>と極めて高く, その周辺土壌も対照試料より高い値を示した。また, すべての土壌において塩酸可溶性Asの割合が対照試料より著しく高く, 最も高い試料では約56%を占めた。さらに, 逐次抽出の結果, CrとCuよりAsが可動性の高い画分に多く含まれることが明らかになった。一方, CCA処理木材焼却跡地付近で採取した植物でもBowenが提示した陸上植物の含有率より高い値を示した<sup>15)</sup>。以上の結果から, CCAの添加により, 土壌の全Cu, CrとAs含量や可溶性Cu, CrとAs含量が高くなることが分

表3 逐次抽出による土壌のヒ素の形態別定量

土壌	含量と割合	WS	Mg	P	HCl	RE
S1	含量 (mg kg <sup>-1</sup> )	0.36	0.27	2.46	0.71	4.7
	割合 (%)	4.2	3.2	28.9	8.4	55.3
S2	含量 (mg kg <sup>-1</sup> )	91.4	27	238.7	63.4	409.5
	割合 (%)	11	3.3	28.8	7.6	49.3

注: WS (水溶性); Mg (Mg交換態); P (リン酸イオン交換態); HCl (塩酸可溶態); RE (残渣画分)

表4 逐次抽出による土壌の銅とクロムの形態別定量

土壌	含量と割合	EX	酸	Mn	OM	Fe	RE
S1	Cu含量 (mg kg <sup>-1</sup> )	2.13	0.34	9.32	0.83	5.98	11.2
	割合 (%)	7.2	1.1	31.3	2.8	20	37.6
	Cr含量 (mg kg <sup>-1</sup> )	0.14	0.02	0.02	2.63	3.57	50.3
	割合 (%)	0.24	0.03	0.03	4.6	6.3	88.8
S2	Cu含量 (mg kg <sup>-1</sup> )	94.3	80.6	417.5	477	455.2	785.4
	割合 (%)	4.1	3.5	18.1	20.6	19.7	34
	Cr含量 (mg kg <sup>-1</sup> )	0.6	4	14.2	60.2	77.3	3294
	割合 (%)	0.02	0.12	0.41	1.74	2.22	95.5

注: EX (交換態); 酸 (酸可溶態); Mn (Mn酸化物収蔵態); OM (有機物結合態); Fe (Fe酸化物収蔵態); RE (残渣画分)

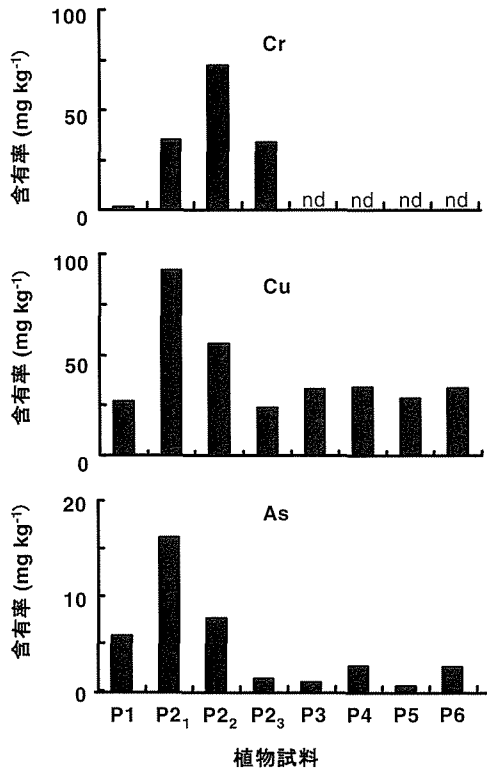


図2 植物のCr, Cu及びAs含有率(P1は対照, P2<sub>1</sub>, P2<sub>2</sub>とP2<sub>3</sub>はCCA処理廃材焼却地点付近, P3～P6はその周辺で採集した植物である。Cr図中のndは検出限界以下のデータを示す)

かり、植物や水系などの周辺環境にも影響を及ぼす可能性が示された。また、廃材焼却の灰や炭の添加により、S2土壌のpHと砂画分の割合が高くなり、土壌の性質が変化しただけではなく、CCAがより溶出しやすい条件になっていることが明らかになった。

日本でCCA処理木材が使用され始めてから約40年が経ち、家屋などの解体によりCCA処理廃材が大量に排出されることが予想される。また、CCA処理木材は古い電柱、デッキ、フェンスの柱やビニールハウスなどに使用されていたため、それらの廃材の排出が零細で実態が把握しにくい問題点がある。しかし、本研究で取り上げたケースのように、CCA処理廃材を住宅地付近で積み置きしたり、野焼きしたりすることは住民の健康や周辺環境に影響する可能性が高く、CCA処理廃材の適切な扱い方や処分方法の早期提示は必要不可欠である。

## 文 献

- 1) Dawson, B.S.W., G.F., Parker, F.J., Cowan and S.O., Hong (1991) Interlaboratory determination of copper, chromium, and arsenic in timber treated with wood preservative. *Analyst* 116, 339-346.
- 2) 穴戸研究室 (2005) クロム・銅・ヒ素化合物系木材防腐剤 (CCA) 処理木材, H17年6月2日廃木材リサイクル研究会. [http://www.hywood.co.jp/recycle\\_01.html](http://www.hywood.co.jp/recycle_01.html)
- 3) Khan, B.I., H.M. Solo-Gabriele, B. Dubey, T.G. Townsend and Y. Cai (2006) Release of arsenic to the environment from CCA-treated wood. 1. Leaching and speciation during service. *Environmental Science and Technology*, 40 (3), 988-993.
- 4) Chireje, T., L.Q. Ma, C. Clark and M. Reeves (2003) Cu, Cr and As distribution in soils adjacent to pressure-treated decks, fences and poles. *Environmental Pollution*, 124, 407-417.
- 5) Gezer, D.E., U.C. Yildiz, A. Temiz, S. Yildiz and E. Dizman (2005) Cu, Cr and As distribution in soils adjacent to CCA-treated utility poles in Eastern Blacksea Region of Turkey. *Building and Environment*, 40, 1684-1688.
- 6) 北村寿宏, 片山裕之 (2000) CCA処理木材の炭化時における銅, クロム, ヒ素の挙動. *木材学会誌*, 46, 587-595.
- 7) 酒井伸一, 真名子一隆, 平井康宏, 浅利美鈴, 高月 紘, 中村一夫 (2000) 薬剤処理木材の循環処理に関する研究. 第11回廃棄物学会研究発表会講演論文集, 35-37.
- 8) Kakitani, T., T. Hara, T. Kajimoto and Y. Imamura (2006) Designing a purification process for chromium-, copper- and arsenic-contaminated wood. *Water Management*, 26, 453-458.
- 9) Terashima S (1984) Determination of arsenic and antimony in geological materials by automated hydride generation and electro-thermal atomic absorption spectrometry. *Bunseki Kagaku*. 33, 561-563 (in Japanese with English summary).
- 10) 小山雄生, 渋谷政夫 (1976) 土壌中のAsと水と生育との関連に関する研究 (第2報), *日本土壤肥科学雑誌*, 47, 93-98.
- 11) 環境庁土壌農薬課編 (1973) 土壌汚染, 白亜書房.
- 12) Keon NE, Swartz CH, Brabander DJ, Harvey C, and Hemond HF (2001) Validation of an Arsenic sequential extraction method for evaluating mobility in sediments. *Environ. Sci. Technol.* 35, 2778-2784.
- 13) Iwasaki K., M. Tsuji, K. Sakurai (1997) Fractionation of copper and manganese in

- agricultural soils near an abandoned copper mine. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 43, 57-169.
- 14) Darland J E and WP Inskeep (1997) Effect of pH and phosphate competition on arsenic transport. *J. Environ. Qual.* 26, 1133-1139.
- 15) Balasoiu, C.C., G.J., Zagury and L., Deschenes (2001) Partitioning and speciation of chromium, copper, and arsenic in CCA-contaminated soils: influence of soil composition. *The Science of the Total Environment*, 280, 239-255.
- 16) Bowen HJM (1979) Elements in the geosphere and the biosphere. In: Bowen HJM (ed) *Environmental chemistry of the elements*, pp. 239. Academic Press, London.

## Behavior of Chromium, Copper and Arsenic Derived from Wood Preservative CCA in Soil Environment

Yumei KANG \*, Manami OTANI \* and Katsutoshi SAKURAI \*

(\* Laboratory of Soil Environmental Science, Faculty of Agriculture, Kochi University  
783-8502 B200 Monobe, Nankoku City, Kochi Prefecture)

### Abstract

The wood preservative CCA has been applied widely in Japan since about 40 years ago, and CCA wood waste now creates severe environmental problems. Sufficient information on the effects of CCA on soil, water, and plants is not available. We investigated the contents and fractionation of Cr, Cu, and As in soils and plants around a shed in which a CCA-treated wood had been stored.

All soils collected in the shed contained higher levels of Cr, Cu, and As than a control soil. One sample from a site where CCA-treated wood had been burned showed extremely high Cr, Cu, and As contents (3450, 2310 and 830 mg kg<sup>-1</sup>, respectively). Sequential extraction of this sample indicated that approximately 14% and 50% of As, 4% and 66% of Cu occurred in soluble and mobile fractions, respectively, suggesting easy leaching. Cr was less mobile than As and Cu, 95.5% of the total content found in residual fraction. Two plant samples contained between 2.3 and 7.2 times as much Cr, Cu, and As as a control plant. We conclude that the inadequate treatment of CCA-containing wood waste such as storage or burning in an open environment might cause pollution of soils, water, and plants.

**Key Words:** CCA, chromium, copper, arsenic, soil