

# 重金属汚染土壌のカブ *Brassica Rapa* による ファイトレメディエーション適用可能性の検討

中川 啓<sup>1</sup>・恒松高洋<sup>2</sup>

<sup>1</sup>正会員 博 (工) 九州大学助手 農学研究院植物資源科学部門 (〒812-8581 福岡市東区箱崎6-10-1)

E-mail:nakagawa@agr.kyushu-u.ac.jp

<sup>2</sup>九州大学 農学部生物資源環境学科 (〒812-8581 福岡市東区箱崎6-10-1)

ファイトレメディエーションは植物の生理代謝作用を利用する環境修復技術である。本研究では、博多据りカブ *Brassica Rapa* のファイトレメディエーションへの適用可能性を調べるため、2つの栽培実験を行った。それは、1) 銅とカドミウムの重金属複合汚染に対して、汚染レベルや土壌タイプでの重金属の抽出濃度や抽出量の違いを調べる実験と、2) 植物栽培中における重金属の時空間移動特性を調べるための実験である。これらの実験結果から、カブは銅とカドミウムを集積・茎葉部へ貯留する能力を持つ可能性があること、栽培期間中、これらの重金属に対して耐性を示すこと、カブがカドミウムの可溶性フラクションを吸収していることが明らかとなった。

**Key Words :** *Phytoremediation, Phytoextraction, turnip (Brassica Rapa), heavy metal contaminated soil, remediation technology*

## 1. はじめに

植物による環境修復はファイトレメディエーション (phytoremediation) といわれており、これには環境負荷物質の分解 (phytodegradation)、代謝・同化 (phytovolatilization)、吸着・固定 (phytoextraction)、根系における濾過 (rhizofiltration) などが挙げられている<sup>1)</sup>。このうち phytoextraction は、産業廃棄物中の有害物質、特に塩化物や重金属などを植物により抽出し、濃縮および固定することを目的とするものである。この方法により、カドミウム、鉛、クロム、水銀、コバルトといった重金属が回収できること、植物中で生体化合物とキレート化することで無毒化されることが分かっている<sup>1)</sup>。

自然に存在する植物種で重金属を集積・固定できるものは400種にのぼると言われている。このうちアブラナ科植物、*Brassica* 類は、遺伝子操作を行わなくとも元々重金属を集積できる植物として知られている (例えば、グンバイナズナ属やカラシナ、セイヨウアブラナなどが高い集積能力を持つことが確認されている)。Ebbs and Kochian は、3種類のアブラナ科植物を用い、水耕栽培による重金属集積について複合汚染である場合とそうでない場合の実験を行いファイトレメディエーションへの適用可能性について検討した<sup>2)</sup>。Quartacci *et al.* は、アブラナ科に属する10種の植物を用いて、カドミウムを混合

した溶液による栽培試験を行い、ファイトレメディエーションに適した植物の選抜を行い、ダイコン (*Raphanus sativus cvs Rimbo*) が、最も適していることを示した<sup>3)</sup>。しかしながらいずれの研究においても、実際の土壌を対象としたのではない。これまでに培地土壌の違いによるファイトレメディエーションの適用可能性を検討した事例、さらに複数の重金属が混在している場合の実験、単一の重金属が存在する場合でもその時空間分布特性に関して検討した事例は少ない。

またその他にも数多くのファイトレメディエーションについての研究があるが (例えば、キレート剤を土壌中に添加して重金属の植物への可給性を高めることを試みるもの<sup>4)</sup>)、実際の汚染サイトに適用する際の適用可能性を調べるためには、数値計算モデルを用いて工学的な評価を行うことが重要であると考えられる。数値モデリングに関しては、Sung *et al.* およびSungが、TNTとPAHといった有機汚染物質のファイトレメディエーションの数値計算モデルを示した<sup>5)6)</sup>。しかしながらこのモデルは重金属を対象としたものではなく、また汚染物質の空間分布についての実験データとの比較は行われておらず、植物による汚染物質の時空間変動を検討したものではない。

表-1 土壌試料の物理化学性

	有機態炭素 g kg <sup>-1</sup>	pH	交換性陽イオン				可給態リン酸 dgP <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ml <sup>-1</sup>	全窒素 g kg <sup>-1</sup>	Cu全量 mg kg <sup>-1</sup>	Cd全量 mg kg <sup>-1</sup>	透水係数 × 10 <sup>-3</sup> cm s <sup>-1</sup>
			Ca	Mg	K	Na					
			cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>						
水田	16.6	6.0	3.45	0.85	1.42	0.10	2.1	41.7	-	6.542	
畑	16.5	6.5	5.07	0.70	1.63	0.58	1.1	1.61	36.2	0.015	

表-2 栽培区分ごとの重金属混入量

栽培区分	(mg kg <sup>-1</sup> )				
	Control	A	B	C	D
Cu	0	40	80	120	160
Cd	0	3	6	9	12

本研究では、まずアブラナ科植物として「博多据りカブ」を用いたファイトレメディエーションについての基礎データを収集するため、(1) カドミウムと銅に汚染された模擬汚染土壌を作成し、植物を用いてカドミウムと銅の植物の茎葉部および根部への集積や、土壌への残留について検討する。さらに将来開発する数値計算モデルの検証へ供するため、(2) カドミウム汚染土壌を作成し、カドミウムの時空間変動について実験をおこない植物が存在することによるカドミウム移行挙動の基本的な特性について考察する。なお、アブラナ科植物としてカブを選択した理由は、カブは主根が大きく成長するため、重金属を抽出した植物体を土壌から除去する際に、通常のファイトレメディエーションで考えられているように地上部だけではなく、主根部分も容易に除去でき、除去効率が上がることを期待したためである。

## 2. 本研究で用いた試料と重金属模擬汚染土壌の作成方法

### (1) 土壌試料の物理化学性

本研究で用いた土壌試料は、九州大学農学部附属原町農場で採取された畑土壌と水田土壌である。表-1にそれぞれの土壌の物理化学性を示す。有機態炭素は全有機態炭素計(島津製作所 TOC-5000A)、全窒素量はケルダール分解-蒸留法、可給態リン酸はトルオーグ法、交換性陽イオンは1 Mの酢酸アンモニウムで抽出後、原子吸光分光光度計(日立製作所 Z-6100)、銅・カドミウムの全量は熱塩酸浸出法で抽出後、原子吸光分光光度計によりそれぞれ測定した<sup>7)</sup>。飽和透水係数は定水位法により測定した。銅は次節で説明する混入処理以前に、水田土壌、畑土壌ともに全量で40 mg kg<sup>-1</sup>程度含有していることが

分かる。pHは水田土壌、畑土壌とも適切な値であるが、可給態リン酸、全窒素量は両土壌とも改善目標値に比べて低いようである。陽イオン交換容量(CEC)は、畑土壌の方が水田土壌よりも若干高いが、両者とも改善目標値に比べて幾分低いようである<sup>8)</sup>。粘土鉱物の同型置換部位や鉱物粒子縁辺部における陽イオン選択性、および腐食物質のカルボキシレート基における陽イオン選択性は、銅やカドミウムなどの重金属イオンはカルシウム、マグネシウム、カリウム、ナトリウムなどの一般の土壌溶液中に存在している陽イオンよりも高い<sup>9)</sup>。したがって重金属で汚染された土壌を扱う際に、陽イオン交換サイトがどの程度存在しているのか、あるいは何が主要なサイトを占めているのか知っておくことは重要である。原町農場の畑土壌については、Darmawan and Wadaにより主要な陽イオン交換体が、パーミキュライト・雲母粘土鉱物・カオリナイトであること、粘土含量は246 g kg<sup>-1</sup>、DCB(dithionite-citrate-bicarbonate)可溶性の鉄酸化物含量は32.4 g kg<sup>-1</sup>であることが報告されている<sup>10)</sup>。本研究で用いた畑土壌における陽イオン交換サイトは、粘土鉱物に主に存在することが分かる。水田土壌についても概ね同様の傾向であると考えられる。透水性は畑土壌の方が高く、可給態重金属の移動性と関係しており、畑土壌の方が高い移動性を持つと考えられる。

### (2) 土壌試料への重金属の混入方法

本研究では重金属で人工的に汚染させた土壌をポット試験に用いた。模擬汚染土壌の作成方法は、以下の方法による。例えば元の土壌に対し、銅 40 mg kg<sup>-1</sup>カドミウム 3.0 mg kg<sup>-1</sup>を混入する汚染土壌の場合(栽培区分 A)、まず2 Lのプラスチック製ビーカーで、50 gの土壌試料に硝酸銅 3水和物 Cu(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>·3H<sub>2</sub>O、0.160 gと塩化カドミウム 2.5水和物 CdCl<sub>2</sub>·2.5H<sub>2</sub>O、0.0070 gを加え完全に混合させる。この初期汚染土壌に乾重 1050 gになるまで10~50 gの土壌試料を少量ずつ数回混合して十分希釈する。4章ではこの操作のうち、カドミウムの混入操作のみを行った土壌を用いている。なおこの方法によって混入された重金属が均一に分布していることは、銅・亜鉛・鉛による汚染土壌を作成し、十分再現性があ

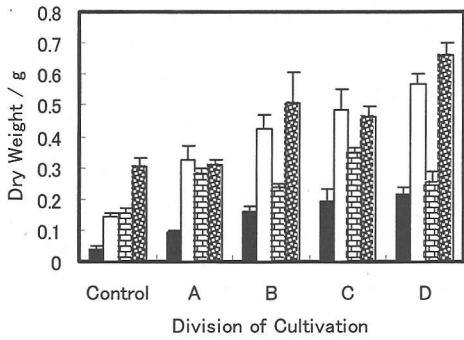


図-1 栽培区分ごとの乾物重

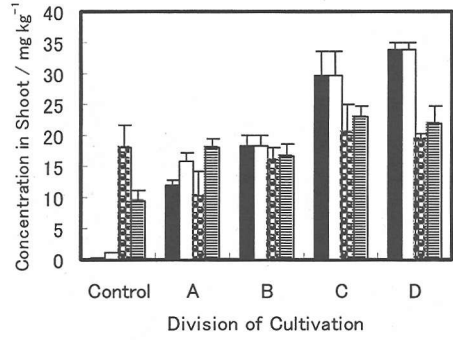


図-2 茎葉部における銅・カドミウム濃度

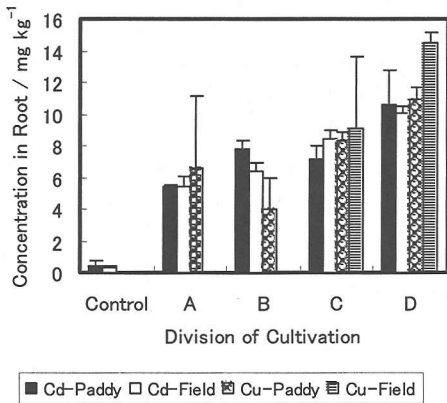


図-3 根部における銅・カドミウム濃度

を行い、3週間栽培して収穫した。播種から収穫までの期間は、九州大学生物環境調節センター人工照明グロースキャビネット（制御条件は、温度 $20 \pm 1$  °C、相対湿度 $70 \pm 5$  %、光強度 $25 \text{ nEcm}^{-2}\text{s}^{-1}$ 、風速 $0.3 \text{ m s}^{-1}$ 、日照時間12時間）において栽培した。施肥は行わず、圃場容水量を満たすように適宜灌水を行った。収穫後は、植物は茎葉部と根部に分割し脱イオン水で洗浄後、70 °Cで通風乾燥し放冷。それぞれ乾物重を測定した後、湿式分解法<sup>13)</sup>により分解してICP（高周波プラズマ）発光分光分析装置（日本ジャーレルアッシュ IRIS/IRIS\_AP）により銅とカドミウムの濃度を測定した。土壌は風乾して2 mmの篩いを通した後、1 Mの $\text{MgCl}_2$ 溶液で抽出<sup>14)</sup>を行いICP発光分光分析装置により銅とカドミウムの可給態フラクション濃度を測定した。

ることをDarmawanが確認している<sup>11)</sup>。

## (2) 結果と考察

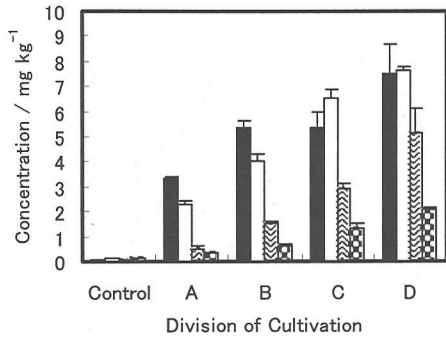
### 3. カドミウムと銅に汚染された土壌のカブによる修復

#### (1) 実験および分析方法

銅の汚染レベルは、40, 80, 120, 160  $\text{mg kg}^{-1}$ 、カドミウムの汚染レベルは、3, 6, 9, 12  $\text{mg kg}^{-1}$ と設定した。これらの汚染レベルは、土壌環境基準<sup>12)</sup>を参考に決定した。栽培実験を行う区分は、表-2に示すように汚染レベルの低いものどうし (Cu: 40  $\text{mg kg}^{-1}$ , Cd: 3  $\text{mg kg}^{-1}$ )から高いものどうし (Cu: 160  $\text{mg kg}^{-1}$ , Cd: 12  $\text{mg kg}^{-1}$ )まで4つと非汚染土壌のコントロールをあわせて5つの区分をそれぞれ3連で栽培した。栽培方法は、金属を添加していない水田土壌または畑土壌を充填したプランタに播種して2週間栽培し、その後各栽培区分ごとのポットに植え替え

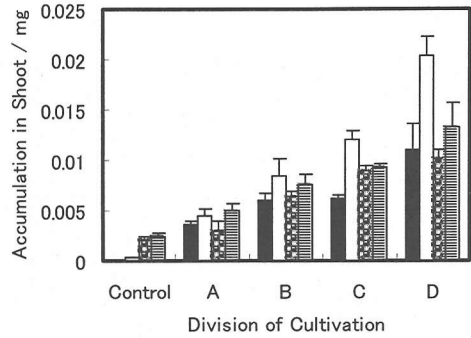
図-1に栽培区分ごとの乾物重を示す。汚染レベルの増加にしたがい乾物重が減少することなく、茎葉部については増加する傾向が確認できる。なお銅を土壌試料に添加する際に、硝酸態で加えたため窒素が養分として効いて乾物重の増加に繋がったと考えられる。図中のエラーバーは、標準誤差を示している。また Paddy は水田土壌を、Field は畑土壌を示しており、以下の図でも同様である。

図-2および図-3に栽培区分ごとの植物中の銅およびカドミウム濃度を示す。銅濃度はコントロールにおいても高い濃度を示したが、これは重金属添加前の土壌に含まれる銅（表-1参照）の一部が可給態として存在し、茎葉部へ移行したものと考えられる。カドミウムは、汚染レベルが増加するに従い濃度も増加していることが分かる。その傾向は茎葉部



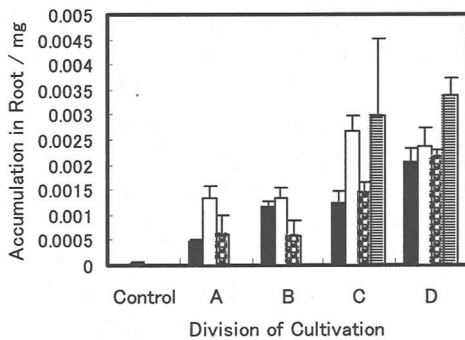
■ Cd-Paddy □ Cd-Field ▨ Cu-Paddy ▩ Cu-Field

図-4 土壌中の銅・カドミウム可給態フラクション濃度



■ Cd-Paddy □ Cd-Field ▨ Cu-Paddy ▩ Cu-Field

図-5 茎葉部における銅・カドミウムの集積量



■ Cd-Paddy □ Cd-Field ▨ Cu-Paddy ▩ Cu-Field

図-6 根部における銅・カドミウムの集積量

よりも根部において顕著であるが、濃度は茎葉部の方が高い。収穫した根部の観察によれば、側根の生育障害は見られなかった。茎葉部におけるいずれの栽培区分においても、カドミウム濃度は初期に添加した濃度に対して2倍程度になっていることが分かる。Salt *et al.*の行った同じアブラナ科である *Brassica juncea* の8日間の水耕栽培では、初期濃度  $5 \text{ mg L}^{-1}$  のカドミウムは溶液中の初期濃度 ( $\text{mg L}^{-1}$ ) に対する植物中の重金属濃度 ( $\mu\text{g gDW}^{-1}$ ) を蓄積係数と定義し、茎葉部では  $175 \pm 16$  という結果を得た<sup>15)</sup>。数値のみ比較すれば明らかに博多掘りカブの有効性は否定されることになるが、本実験は、水耕栽培でないことや、重金属の初期濃度、栽培条件が異なるため単純に比較できない。植物種の有効性を示すためには、植物間の比較実験が必要である。しかし、生育障害が見られず茎葉部へのある程度の集積が認められたことは、ファイトレメディエーションに対しては好ましい傾向である。銅・カドミウムともに

畑栽培の方が茎葉部・根部とも濃度が、水田栽培のものより全般的に高い。茎葉部の銅濃度は、土壌の汚染レベルに対して感度が低く、概ね  $20 \text{ mg kg}^{-1}$  前後の濃度となっている。

図-4に栽培区分ごとの土壌中の銅およびカドミウムの可給態フラクション濃度を示す。植物中と同様に、汚染レベルの上昇に伴い濃度が上昇する傾向が確認できる。銅に比べて、カドミウムが可給態として多く存在しており、一般に知られているように、カドミウムが銅に比べ吸着力がかなり弱いことと相違しない。銅は水田土壌の方が畑土壌のものより濃度が高いが、カドミウム濃度は土壌による違いがあまりない。

図-5と図-6には、栽培区分ごとの植物中の銅とカドミウム集積量を示している。この値は、植物中の濃度 ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) に乾物重 ( $\text{kg}$ ) をかけ合わせて算出したものである。畑土壌のカブの方が水田土壌のものより銅・カドミウムを多く集積している。水田土壌については銅・カドミウムとも茎葉部における集積量は概ね同様の傾向であるが、畑土壌については、銅に比べてカドミウムの方が茎葉部における集積量は、汚染レベルに対して感度が高い。

乾物重が小さいと集積濃度は高くても結果的には集積できる重金属量が少なくなる。したがって、まずは現場の汚染レベルに応じて栽培植物を選別し、バイオマス生産能力と重金属集積能力の両方から検討し、実際にどの程度の集積量が期待できるか検討する必要がある。本研究で用いた「博多掘りカブ」は最大汚染レベル区分である、銅  $160 \text{ mg kg}^{-1}$  とカドミウム  $12 \text{ mg kg}^{-1}$  の場合でも、生育障害の発生や枯死することが無く、汚染レベルが高いほど茎葉部の成長は良好であること、集積した重金属濃度も高

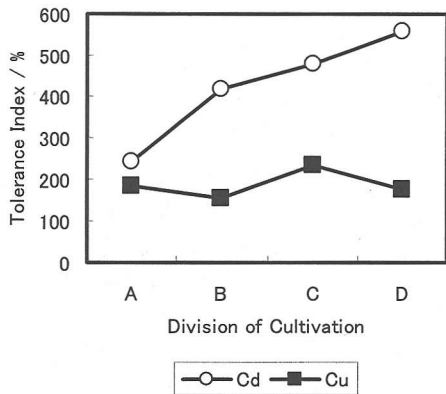


図-7 銅・カドミウム複合汚染に対する耐性指標

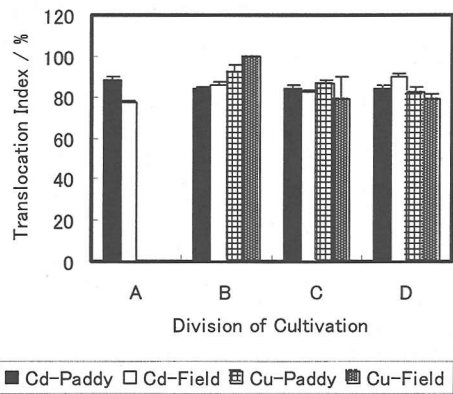


図-8 銅・カドミウムに対する転流率

※A区間における水田データはバラツキが大きいため無視した。

いことが分かった。このことから、超集積植物 (hyperaccumulator) とは言えなくとも、土壌中の重金属濃度に比例して集積するタイプである指標植物 (indicator) であると考えられる。ただしこの結果は前述のように、重金属を硝酸態として混入したので、窒素の肥効のためであることに注意しなければならない。本研究で検討した汚染濃度範囲、すなわち低濃度汚染土壌に対しては、植物体の体積を大きく保つように施肥方法などを工夫すれば、十分ファイトレメディエーションに適用可能であると考えられる。また一般的な傾向として、水田土壌に比べて畑土壌の方が集積量が多くなったのは、畑土壌の透水性が高くそのため重金属の土壌中での移動性が大きかったからと考えられる。

銅とカドミウムに対する耐性指標と転流率を、それぞれ以下のように式(1)と式(2)で定義して検討してみる。

$$TI = \frac{M_{treated}}{M_{control}} \times 100 \quad (1)$$

ここに、 $TI$ : 耐性指標(%),  $M_{treated}$ : ファイトレメディエーションに使われた植物の根の乾物重(mg),  $M_{control}$ : コントロール植物の根の乾物重(mg)である。

$$T = \frac{M_{shoot}}{M_{plant}} \times 100 \quad (2)$$

ここに、 $T$ : 転流率(%),  $M_{shoot}$ : 茎葉部における重金属の集積量(mg),  $M_{plant}$ : 植物全体における重金属の集積量(mg)である。図-7 にカドミウムおよび銅に対する耐性指標を示す。全ての栽培区間で100%を越えている。しかしこの結果は、土壌に重金属を硝酸態で混入したからであり、全ての栽培区間で窒素の添加量としては同量となっていない。したがって厳密な意味では、耐性を示したとは言い切

れない。汚染濃度に応じた肥効により、今回の濃度範囲では耐性を示したと考える。施肥の効果が効かないような限界濃度が存在すると考えられるが、ここでの濃度範囲ではそれを見いだせなかった。本件については今後検討が必要である。

図-8にカドミウムと銅の水田土壌および畑土壌それぞれに対する転流率を示す。転流率は植物体中で、茎葉部への集積の割合を示す指標である。カドミウムに関しては、水田土壌で90%程度、畑土壌でも80%以上であり、ともに高い水準であることが分かる。銅に関しても水田土壌、畑土壌ともに高い水準であることが分かる。植物が吸収した重金属の集積部位が茎葉部であることが確認された。

1章で述べたように茎葉部のみならず主根部にも重金属が貯留されることを考えて、カブを抽出植物に選んだが、栽培期間が短かったためか、重金属のほとんどが茎葉部へ移動したのでカブの有効性を示せなかった。しかしより長期間あるいは高濃度になると、茎葉部への貯留が困難となり、根部への集積へ転じると考えられ、このときカブの有効性が示されると考えられる。このことは後の4章の実験結果で明らかとなる(図-11参照)。

またここで示されたように、カブが土壌中の重金属を積極的に抽出する可能性があることは、食用として栽培している培地土壌における重金属濃度を事前に十分調査しておく必要があることを示唆している。ただし低濃度であれば転流率から分かるように、茎葉部へ移動していると考えられるので、主根部のみ食用とすれば良いと考えられる。

#### 4. カドミウム汚染土壌のカブによる修復期間中におけるカドミウムの時空間変動

##### (1) 実験および分析方法

前章の実験により、カドミウムが吸着力が弱く土壌溶液中に可溶性であることが確認され、汚染物質として重要であることが分かったので、ここではカドミウムのみ注目し、また土壌に関しても畑土壌を用いて模擬汚染土壌を作成し、空間分布を調べるための根箱を作成し栽培実験を行った。

根圏における植物に対する栄養分の空間分布について調べるために、根箱を用いた研究がある<sup>16)-18)</sup>。ここでは後に円筒座標による数値計算モデルの開発を考えているので、図-9のような新しい根箱を作成した。用いた根箱は塩化ビニル製で、ナイロンメッシュにより中心部より外縁部に向かい5区画（中心部から1.5, 2, 3, 4, 5 cm）に区分した。根箱の下部には金属製メッシュを設置して、排水できるようにした。前章の栽培実験と同様に、まずプランタに播種して2週間栽培し、根箱に植え替えを行い、1週目、2週目、3週目、4週目にそれぞれ2連ずつ根箱を解体し、中心部からの区間ごとに土壌を3点で採取を行い、植物は茎葉部と根部に分けて収穫した。ここでも栽培期間をすべて人工照明グローブキャビネット中で行い、灌水は圃場揚水量を満たすように適宜行った。重金属濃度の分析方法は前章と同様である。カドミウムの汚染レベルは、 $12 \text{ mg kg}^{-1}$ とし、この場合のみについて検討した。本実験方法では、厳密なカドミウム濃度の時間変動を扱えないが、根箱を一部解体しながら栽培を続けることが困難なため、同様の条件で栽培を行った根箱を、時期をずらして解体して分析することにより時間変動をとらえることにした。

##### (2) 結果と考察

図-10に植物の乾物重変化を示す。前章で確認されたように、特に生育障害を生じることなく、栽培期間が長くなるにしたがって乾物重も大きくなっており、 $12 \text{ mg kg}^{-1}$ の汚染レベルと4週間という栽培期間では、十分カドミウム耐性を示していると言えよう。

図-11には根箱に移植後4週間における茎葉部および根部のカドミウム濃度を示している。茎葉部におけるカドミウム濃度は、ばらつきがあるものの移植後2週目以降、 $25 \text{ mg kg}^{-1}$ で収束している。また根部においても3週目以降は、 $14 \text{ mg kg}^{-1}$ で収束している。これらの濃度がそれぞれの部位の濃縮限界

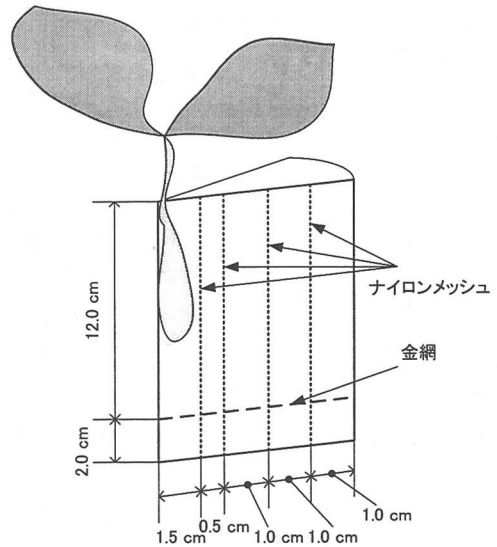


図-9 可給態カドミウム時空間変動を見るための根箱

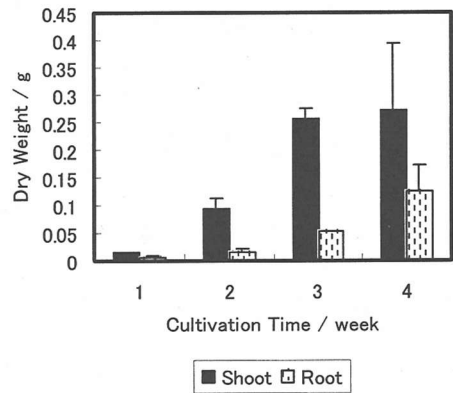


図-10 乾物重の時間変化

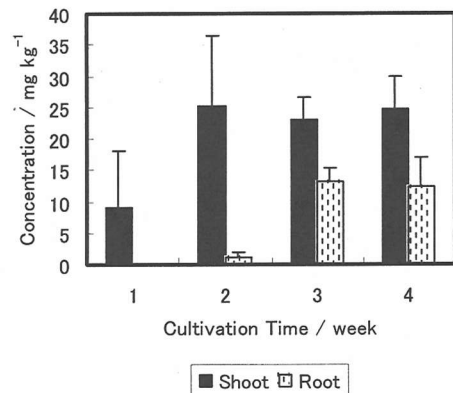


図-11 茎葉部および根部におけるカドミウム濃度変化

であると考えられる。しかしながら茎葉部では初期

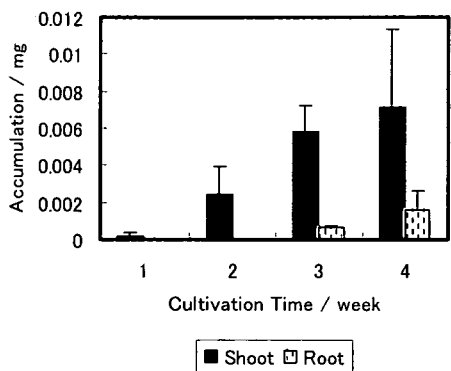


図-12 茎葉部および根部におけるカドミウム集積量変化

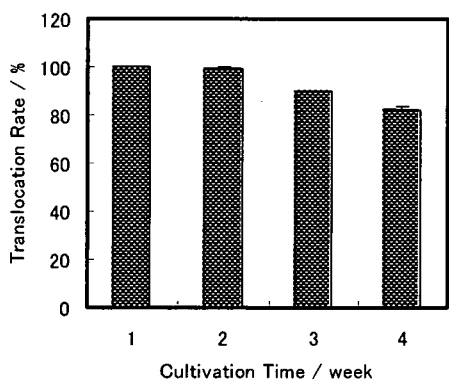


図-14 カドミウムに対する転流率の変化

に添加した土壤中の濃度の2倍程度の濃度となった。一方、濃度に乾物重をかけあわせて算出したカドミウムの集積量は、図-12のようになる。茎葉部と根部どちらも栽培期間が長くなるにしたがい、集積量が増加する傾向にある。濃度として限界があるようでも、バイオマス量が増加すれば、集積量も増加しておりファイトレメディエーションとしては好ましい結果となった。

図-13には、土壤中におけるカドミウムの可給性フラクション濃度分布を、移植してから1週目~4週目についてプロットしたものである。根箱中心部より1.5-2 cmの区画では、1週目から2週目にかけて大きく濃度が増加している。これは図-12に示した茎葉部における濃度の増加と対応しており、この時期に植物が大きくカドミウムを吸収して、根の近傍に移行させたと考えられる。根箱中心部から1.5 cm以内の区間においては、ほぼ変化していないようであるが、植物体における集積量が増加していることから、この位置では常にカドミウムが根に吸収され

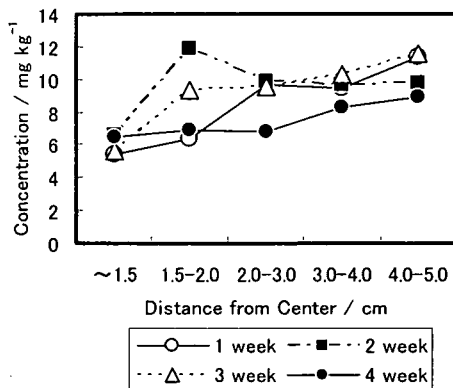


図-13 土壤中のカドミウムの可給性フラクション濃度の時空間変動

ているためと考えられる。4週目に至っては濃度が全体的に低減しており、根の吸収に伴ってカドミウムが全体的に移行したと考えられる。以上の実験結果からも、カブのカドミウム耐性が明らかであり、植物体へ移行させる能力を十分持つものと考えられる。

図-14には、式(2)で計算されるカドミウムの転流率を示している。栽培期間が長くなるに従い値が小さくなっているのは、根部の成長により根部においてもカドミウムの集積を担っているからと考えられる。しかしながら値は80%以上の高水準で推移しており、主要な集積部位は茎葉部であることは明らかである。カブであるので、従来のファイトレメディエーションのように茎葉部のみではなく、主根も併せて収穫できるため、除去効果が上がるものと期待できる。

## 5. おわりに

本研究では、アブラナ科植物である「博多掘りカブ」を用いて、重金属で汚染された土壤のファイトレメディエーションへの適用性について2種類の栽培実験を行い検討した。

まず銅とカドミウムの複合汚染土壤におけるカブの栽培実験からは以下のことが分かった。

- (1)汚染レベルが上がっても乾物重は増加する傾向が示された。ただしこれは重金属を初期土壤に硝酸態で混入したためである。
- (2)茎葉部や根部に集積した銅とカドミウムは、汚染レベルに比例して増加した。

(3) 土壌中の可給態フラクション濃度に対する植物体中における濃度は、銅よりもカドミウムの方が大きく、カドミウムは初期添加濃度に比べ2倍に濃縮された。

(4) 耐性指標を計算したところ、銅とカドミウム両方に対して十分耐性を持つと判断された。

(5) 転流率を計算したところ、銅とカドミウムいずれも茎葉部が主要な集積部位と判断された。

(6) 重金属の集積量は畑土壌の方が多いが、これは透水性が高いため根へ移行しやすかったからと考えられる。

次にカブ栽培中の土壌中のカドミウム時空間変動を調べる実験からは、以下のことが分かった。

(1) 植物体の乾物重は、栽培期間が長くなっても増加し、カドミウムに対して耐性を示した。

(2) 茎葉部と根部におけるカドミウム濃度は、移植後2週間以降はそれぞれ25 mg kg<sup>-1</sup>、14 mg kg<sup>-1</sup>の濃度に収束したように見える。しかしこの値は初期の添加濃度の2倍程度である。またカドミウム集積量は、栽培期間とともに増加しており望ましい結果が得られた。

(3) 土壌中のカドミウムの可給態フラクション濃度は、ポット中心部から1.5-2.0 cmの区画において1週目から2週目にかけて大きく増加しており、これは根の吸収により中心部に向けて移動したものと考えられる。また4週目には全区画で濃度が低減しており、根の吸収の影響が外側の区画まで及んだものと考えられる。

(4) カドミウムの転流率は栽培期間が進むにしたがい低下するが、これは根部の成長により集積の一部を担うようになっているためと考えられる。しかし80%の値を保っており、主要な集積部位は茎葉部であることが明らかである。

ここでは比較的低レベルの重金属汚染と短い栽培期間であったので、今後はより高い汚染レベルやより長い栽培期間について検討し、また硝酸の肥効抜きの場合や重金属による生育阻害濃度などについて調べる予定である。また土壌から植物体中までの汚染物質の輸送に関する数値計算モデルの開発と、厳密な重金属の時空間特性を調べる実験を行い、汚染土壌におけるファイトレメディエーションの適用性を評価する方法を検討することを考えている。

謝辞：土壌試料の採取に際しまして、九州大学農学部附属農場の望月俊宏先生にご協力いただきました。九州大学農学研究院の和田信一郎先生には、有益なご助言を頂きました。また本論文を査読していただ

いた方々、特に担当編集委員の方には貴重かつ丁寧なご意見をいただき、内容向上に役立ちました。ここに記して謝意を表します。

#### 参考文献

- 1) 渡邊和男：植物遺伝資源と植物バイオテクノロジーによる環境保全、植物と微生物による環境修復、日本土壌肥科学会編、博友社、pp.7-25, 2000.
- 2) Ebbs, S.D. and Kochian, L.V.: Toxicity of Zinc and Copper to *Brassica* Species: Implications for Phytoremediation, *J. Environ. Qual.*, Vol.26, pp. 776-781, 1997.
- 3) Quartacci, M.F., Cosi, E. and Navari-Izzo, F.: Uptake and translocation of cadmium in *Brassicaceae*, *Minerva Biotech.*, Vol.13, No.2, pp.97-101, 2001.
- 4) Chen, H. and Cutright, T.: EDTA and HEDTA effects on Cd, Cr, and Ni uptake by *Helianthus annuus*, *Chemosphere*, Vol.45, pp.21-28, 2001.
- 5) Sung, K., Corapcioglu, M.Y., Drew, M.C. and Munster, C.L.: Plant Contamination by Organic Pollutants in Phytoremediation, *J. Environ. Qual.*, Vol.30, pp.2081-2090, 2001.
- 6) Sung, K.: *Phytoremediation and Bioremediation of Hydrocarbons: Modeling and Field Applications*, PhD dissertation of Texas A&M University, 2000.
- 7) 土壌環境分析法編集委員会編：土壌環境分析法、博友社、1997.
- 8) 西尾道徳、古在豊樹、奥八郎、中筋房夫、沖陽子：農学基礎セミナー 作物の生育と環境、農文協、2000.
- 9) 和田信一郎：第5章 吸着現象、地下水水質の基礎、日本地下水学会編、理工図書、pp.61-79, 2000.
- 10) Darmawan and Wada, S.-I.: Effect of clay mineralogy on the feasibility of electrokinetic soil decontamination technology, *Applied Clay Science*, Vol.20, pp.283-293, 2002.
- 11) Darmawan: *Feasibility of Electrokinetic Decontamination Technology for Soils that Differ in Cation Exchanger Composition and Polluted by Heavy Metals*, PhD dissertation of Kyushu University, 2001.
- 12) 環境庁水質保全局：土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針および運用基準、土壌環境センター、1999.
- 13) 作物分析法委員会編：栄養診断のための栽培植物分析測定法、養賢堂、1976.
- 14) Tessier A., Campbell, P.G. and Bisson, M.: Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals, *Anal. Chem.*, Vol.51, No.7, pp.844-851, 1979.
- 15) 稲葉尚子、竹中千里：根圏における重金属汚染土壌の浄化(1)ファイトレメディエーション、根の研究、第



9卷, 第2号, pp.69-73, 2000.

16) Youssef, R.A. and Chino, M.: Development of a new Rhizobox System to Study the Nutrient Status in the Rhizosphere, *Soil Sci. Plant Nutr.*, Vol.34, No.3, pp.461-465, 1988.

17) Youssef, R.A. and Chino, M.: Root-induced Changes in the Rhizosphere of Plants II. Distribution of Heavy Metals across the Rhizosphere in Soils, *Soil Sci. Plant Nutr.*, Vol.35,

No.4, pp.609-621, 1989.

18) Moritsuka, N., Yanai, J. and Takashi, K.: Effect of Plant Growth on the Distribution and Forms of Soil Nutrients in the Rhizosphere, *Soil Sci. Plant Nutr.*, Vol.46, No.2, 439-447, 2000.

(2002. 3. 14 受付)

## FEASIBILITY STUDY ON PHYTOREMEDIATION OF HEAVY METAL CONTAMINATED SOIL BY TURNIP *Brassica Rapa*

Kei NAKAGAWA and Takahiro TSUNEMATSU

Recently, contamination of soils and groundwater is becoming a social concern in our country. Phytoremediation will be becoming one of the choices in the remediation technology. Phytoremediation is divided into four functions: phytodegradation, phytovolatilization, phytoextraction, rhizofiltration. In this paper, we tested applicability of turnip *Brassica rapa* for phytoextraction. Two experiments were done. The results showed that the turnip has an ability to accumulate cadmium and copper of low concentrations, like presented conditions, and that during growth, plants seemed to be less sensitive to cadmium and copper toxicity. According to the cadmium distribution, roots of turnip could extract cadmium from soils.