

重金属環境汚染に対するファイトレメディエーション 技術の実用化へ向けて

Trial for Phytoremediation Business on the Heavy Metal Pollution

早川 孝彦*, 栗原 宏幸

TAKAHIKO HAYAKAWA and HIROYUKI KURIHARA

株式会社植物工学研究所 〒270-0033 横浜市青葉区鴨志田1000

* TEL: 045-963-3520 FAX: 045-962-7492

* E-mail: pri0012@cc.m-kagaku.co.jp

Plantech Research Institute, Aoba-ku Yokohama 227-0033, Japan

キーワード: ファイトレメディエーション, カドミウム, 土壌汚染, 重金属, 遺伝子組換え植物

Key words: phytoremediation, cadmium, soil pollution, heavy metal, transgenic plant

1. はじめに

日本におけるナタネ (*Brassica napus*, *B. rapa*) の栽培面積は、ごくわずかで、ナタネ油の100%近くを海外からの輸入に依存している。ナタネは、ダイズやパーム、綿実に次いで、油糧作物として重要な位置を占めており、生産量を増加させるための育種開発にしのぎが削られている⁴⁶⁾。また、ブラシカ属 (*Brassica*) には、キャベツやブロッコリー (*B. oleracea*)、ハクサイ (*B. rapa*) などなじみのある野菜が多く、種間で交雑しあって複雑なゲノム構成を形成していることから恰好の基礎的研究の対象となっている (図1)³⁵⁾。そのような中で、油糧作物としてインド等で栽培されているカラシナ (*B. juncea*) は、重金属をよく吸収蓄積し、しかもバイオマスが大きいことから、重金属汚染土壌の浄化に適した植物として一躍脚光を浴びるようになった^{11,43)}。著者らのグループでは、ナタネの育種及び遺伝子組換えを用いた研究開発に力をいれており、ブラシカ属の持つ別の潜在能力は、環境浄化に目を向けるきっかけとなった。

近年大量生産、大量消費、大量廃棄が進み、地球規模の環境問題が顕在化してきており、これに対して持続可能な発展を目指した様々な取り組みが進められている。生物機能利用型の環境浄化技術開発もそのひとつであり、著者らは、植物育種のノウハウやバイオテクノロジーの技術を生かしながら *B. juncea* を始めとした重金属高蓄積植物の選抜及びその処理法の検討を中心に植物による環境浄化技術開発を進め、これを用いた環境浄化ビジネスの可能性を探っている。本稿では、植物を利用した土壌浄化 (ファイトレメディエーション: Phytoremediation) の歴史的背景を明らかにした上で、現在の技術レベルや問題点を整理し、ファイトレメディエーションビジネスの将来像を提示して行きたい。

2. 環境浄化の背景

20世紀初頭に16億人であった世界人口は、現在60億人にまで増え、それに伴い農業や漁業の生産高も増加した。人口の増加率が4倍弱なのに比べ、農業生産量は約7倍に増加、工業素材の生産量も、鉄鋼の20倍、アルミニウムの4,000倍をはじめ、数十倍から数千倍へと増加し、少なくとも先進諸国での豊かさを支えてきた⁵⁹⁾。Nriagu と Pacyna (1988)³⁹⁾ は、それまでの統計報告を基に微量重金属の大気、河川、土壌への放出量や移行量を発生源ごとにまとめて表に示した (表1)。これによると、例えば砒素や銅の土壌への移行には、産業廃棄物からの漏洩が大きく起因していた。一方、カドミウムは、都市ゴミや煤煙などからの降灰に因るところが大きく、人類の営みが地球環境を汚染し続けていることが読みとれる。さらに、エネルギー消費量も増加を続け、化石資源の燃焼や森林の伐採などにより年間70億トンを越えるCO₂が大気中に放出され、地球温暖化を招く要因となった。また、農業生産量を上げるために、大量の肥料を土壌に投入したことにより、土壌の基本的劣化をもたらしているといわれている⁵⁹⁾。このように人類は、豊かで便利な生活を手にいれた代償として膨大な量の廃棄物を産みだし、かけがえのない地球環境を劣悪化させてきた。これに対して持続可能な発展と循環型社会を目指し、COP3の京都議定書²¹⁾に見られるような国際的なCO₂削減プログラムを始めとして、環境をキーワードとした様々な取り組みが試みられている。バイオテクノロジーを利用した環境修復技術もその中の一つであり、重金属、残留農薬、ダイオキシン、内分泌攪乱物質といった有害物質による大気や河川、土壌の汚染を浄化することを目的とした環境負荷の少ないバイオレメディエーション (Bioremediation) やファイトレメディエーションと呼ばれる技術に注目が集まっている^{12,43,71)}。

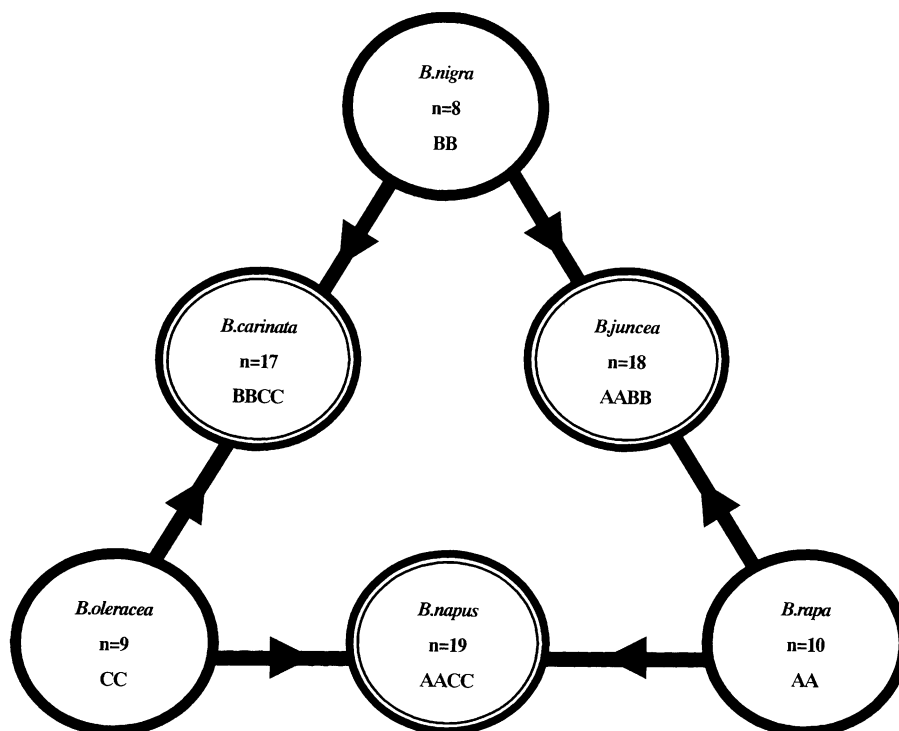


図1. ブラシカ属植物のゲノムの相互関係.

n は染色体数, アルファベットはゲノムの種類を示す.

それぞれの種で日本人になじみ深い植物として, ナタネ (*B. napus*), マスタード (*B. carinata*), タカナ・カラシナ (*B. juncea*), キャベツ・ブッコリー (*B. oleracea*), ハクサイ (*B. rapa*) などが挙げられる.

表1. 世界における微量元素の土壌への放出 (10^6 kg/年)^a.

発 生 元	年間放出量 ($\times 10^{12}$ kg)	As	Cd	Cu	Hg
農業・食品廃棄物	15	0-0.6	0-3.0	3-38	0-1.5
堆 肥	2	1.2-4.4	0.2-1.2	14-80	0-0.2
木材廃棄物	11	0-3.3	0-2.2	3.3-52	0-2.2
都市ゴミ	440	0.09-0.7	0.88-7.5	13-40	0-2.6
下水汚泥	20	0.01-0.24	0.02-0.34	4.9-21	0.01-0.8
糞尿等	210	0-0.25	0-0.01	0.04-0.61	—
廃金属	380	0.01-0.21	0-0.08	0.95-7.6	0-0.08
煤 煙	3,720	6.7-37	1.5-13	93-335	0.37-4.8
肥料	166	0-0.02	0.03-0.25	0.05-0.58	—
泥 炭	375	0.04-0.5	0-0.11	0.15-2.0	0-0.02
産業廃棄物		36-41	0.78-1.6	395-790	0.55-0.82
降 灰		8.4-18	2.2-8.4	14-36	0.63-4.3
土壌 (soil) への総移行量		52-112	5.6-38	541-1,367	1.6-15
中 間 値		82	22	954	8
鉱山残査		7.2-11	2.7-4.1	262-787	0.55-2.8
精錬廃棄物		4.5-9.0	1.6-3.2	395-790	0.05-0.28
地上 (land) への総放出量		64-132	9.9-45	1,198-2,944	2.2-18

a: Nriagu & Pacyna (1988)³⁹ Table 5 より一部抜粋

3. ファイトレメディエーション

植物の持つ能力を利用して環境浄化を図る技術を広くファイトレメディエーションと呼んでいる。詳細な定義については、森川の総説⁷¹⁾に詳しい(参考資料により分類や定義に若干の差がある)ので、ここでは、重金属汚染土壌からの重金属の浄化を中心に概説する。Saltら(1998)⁴⁶⁾は、ファイトレメディエーションをファイトエクストラクション(Phytoextraction)、ファイトデグラデーション(Phytodegradation)、リゾフィルトレーション(Rhizofiltration)、ファイトスタビライゼーション(Phytostabilization)、ファイトボラタライゼーション(Phytovolatilization)、それに植物による大気汚染の浄化の6つに分類している。重金属に限って見ると、鉛や亜鉛、砒素、カドミウムなどを吸収蓄積し土壌から収奪することはファイトエクストラクションに分類される。同じ重金属でも水銀やセレンなどは、還元されると気化することから、これらを吸収して無毒化後大気中へ放出させることが試みられており^{10,42)}、ファイトボラタライゼーションと呼ばれている。

植物を利用した環境浄化のメリットとして、まず、従来法に比べて経費が安いことが挙げられる。Glass(2000)¹³⁾は、これまでに報告されたファイトレメディエーションの推定経費をまとめている。これを元に1haの土壌を対象に経費を比較し直したものが、表2である。日本円に換算して30万円から9,000万円弱まで、その推定値には大きな幅がある。報告により対象とした物質の濃度や計算の仮定など経費の算出基準が異なるため、いちがいに比較できない面もあるが、いわゆる客土工法などのファイトレメディエーション以外の土木工学的手法(日本の農耕地の場合、3,000~6,000万円/haと見積もられている。表2では1~6億円/ha)と比較しても十分競争力のある技術であることが示されている。さらに、植物を栽培することで景観が良いことや原位置処理のため汚染土を移動させる必要がなく二次的な汚染のリスクが少ないなどの長所がある。また、植物に蓄積した重金属を回収することができればリサイクルにも役立つことができる。一方、デメリットとして、浄化の

完了までに時間がかかること(表2には時間の因子が示されていないが、浄化の完了に5年かかるとすれば年間の経費は1/5になる)や汚染重金属を完全に除去することができないこと、植物が吸収したり分解したりできる物質とできない物質があること、複合汚染等の浄化や土中深い場所の浄化には向いていないことなどが挙げられる^{9,13,71)}。

4. ファイトレメディエーションの歴史

葦原が太古より湖沼の浄化に役立ってきたことは感覚的に理解しやすい。すでに1960年代には、植物を使った放射能汚染水の浄化に関する報告もある^{43,48)}。しかし、体系的なファイトレメディエーションの概念が確立したのは近年になってからで、「重金属高蓄積植物を利用して土壌中の重金属を取り除くことができるのではないか」と提唱したのは、1983年のChaneyの論文⁶⁾が最初であると言われている^{5,46)}。重金属の高蓄積植物(hyperaccumulator)という言葉が初めて使用されたのは、1976年のJaffreらの論文²⁷⁾にさかのぼる。その後Brooks(1977)⁴⁾らは、植物の乾物含有率が>1,000 mgNi/kgDWをニッケル高蓄積植物と定義した。これまでに、Cd, Co, Cu, Pb, Mn, Ni, Znの重金属に対して400以上の高蓄積植物が報告されている³⁾。この中では、ニッケル等は、乾物重の0.1%以上、亜鉛とマンガンについては乾物重の1%以上の蓄積があるものを高蓄積植物と定義しているが、カドミウムに対しては、0.01%以上としており、他の元素との違いが際だっている。

一方、日本では、既に1975年に館川によってセイタカアワダチソウ(*Solidago altissima*)等を利用した農耕地(水田)におけるカドミウム等重金属浄化の試みが報告されている⁶⁴⁾。邦文であるため海外での引用例が少ないと思われるが、ファイトレメディエーションの概念を取り入れた先駆的な報告である。館川は、福島県内の3カ所(乾燥土壌中のカドミウム含有率は、A地点: 53 mg/kgDW, B地点: 19 mg/kgDW, C地点: 2.7 mg/kgDW)を選びヘビノネコザ(*Athyrium yokoscense*)、セイタカアワダチソウ、コンフリー(*Symphytum offic-*

表2. ファイトレメディエーションにかかる推定経費^{a)}.

発表者	所属	推定経費 (ドル/ha) ^{c)}	推定経費 (千円/ha) ^{d)}
S. Cunningham	Dupont	2,500-15,000	300-1,800
E. Drake	Exxon	30,000-60,000	3,600-7,200
	Phytotech (Edenspace)	75,000-150,000	9,000-18,000
D. Salt et al.	Purdue U.	134,000-223,000	16,080-26,760
R. Levine	DOE	220,000	26,400
R. Chaney	USDA	490,000-740,000	58,800-88,800
客土工法 ^{b)}		100,000-5,000,000	12,000-600,000

a: Glass (2000)¹³⁾ Table 2-2 より改変

b: Cunningham & Ow (1996)⁹⁾

c: 風乾土壌重を 1,000 kg/m³ と仮定し、深度は、農用地での平均的作土層の深度である表土から 20 cm を適用して計算。

d: \$1=¥120 で換算。

nale), ワラビ (*Pteridium aquilinum* var. *latiusculum*), シバ (供試種名不明) の5種類の植物をシバを除き 1 m² 当たり5から6本の栽植密度で栽培し, 1 ha 当たりの植物中の蓄積量を推定することにより3年間の Cd, Cu, Zn, Pb の土壌からの収奪量を調べた (本稿では, 単位面積当たりの植物体中に含まれる重金属含有量を蓄積量 (即ち乾物中の含有率 x 単位面積当たりの乾物生産量) と定義し, 土壌から除去した同量の重金属を収奪量と定義する)。

この内, 比較的低濃度のカドミウム含有土壌 (C 地点) の結果を見ると (表3), カドミウム蓄積量の最も多かったセイタカアワダチソウでも, 乾物生産量は十分あるもののカドミウム含有率が低いため, 蓄積量は 375 g/ha に留まっている。田崎らの報告 (生物による重金属の吸収と除去機能 (1995) 茅野充男⁷⁾ 論文中の表2参照) でもセイタカアワダチソウは, 高い乾物生産量が得られるものの, 低濃度のカドミウム含有土壌からカドミウムを吸収し蓄積する能力は高くないことが示されている。同様に, ヘビノネコザでも低濃度のカドミウム土壌では重金属を収奪する能力が発揮されていないことが分かる。館川は, セイタカアワダチソウを用いてもカドミウムの除去率 (収奪量/土壌含有量: 深さを 30 cm で計算) が10%前後であり, さらに年度を追うごとに乾物収量が減少すること, 処理に10年以上の期間がかかること, その間の休耕の問題, カドミウム含有植物の処理の問題等を総合的に判断して実用化は難しいと結論した。現在の膨大な面積の休耕田 (924,000 ha: 2002年度) や客土工法の問題点を考えると10年程度の期間は決して長

表3. セイタカアワダチソウ等による水田土壌からのカドミウム除去の試み^{a)}

		乾物重 (t/ha)	Cd 含有率 (mg/kgDW)	Cd 蓄積量 (g/ha)
セイタカアワ ダチソウ	A	121.0	19.2	2,323
	B	128.0	18.4	2,355
	C	134.0	2.8	375
コンフリー	A	8.0	30.7	246
	B	10.0	19.1	191
	C	11.0	4.7	52
ワラビ	A	27.0	21.9	591
	B	28.0	17.6	493
	C	29.0	4.9	142
シバ	A	3.0	16.5	50
	B	6.0	16.0	96
	C	7.0	2.2	15
ヘビノネコザ	A	0.6	31.4	19
	B	0.8	19.0	15
	C	0.6	3.7	2

A: 豊石 (土壌 Cd 含有率: 53 mg/kgDW) B: 大山 (同: 19 mg/kgDW) C: 南小中野 (同: 2.7 mg/kgDW)
a: 館川 (1975)⁶⁴⁾ 表5より地上部のみ値を用いて改変

くないように思われる。環境問題に対する意識が今より低かった時代, 高度経済成長さなかの急激な成長を突き進んでいた時代の考え方が反映されているようで興味深い。

日本の重金属研究は, 水俣病での水銀やイタイイタイ病でのカドミウムの研究を頂点として全国に展開され組織的に進められたが, 水銀やカドミウムの汚染対策が定着するにつれて調査研究が縮小され, 文部省科学研究の「環境科学特別研究」及び重点領域研究「人間-環境系の変化と制御」を最後に終息した⁶⁷⁾。しかしながら, 食品中のカドミウム含量の基準値の見直しやカドミウムの内分泌攪乱物質としての疑念 (例えば環境省のホームページ参照: <http://www.env.go.jp/chem/end/index.html>) など, 最近の社会環境の変化⁷⁰⁾ 及び植物分子生物学の発達にともなう遺伝子レベルでの研究の進展³¹⁾ にともなって, 植物を利用した環境浄化の研究は勢いを盛り返し, 今また, ホットな話題を提供し始めている (例えば毎日新聞 H14/7/9 の記事「ニュースの焦点」, 文献2)および50)。

環境に対する負荷が少なく, しかも従来法に比べて低いコストで浄化が可能な植物を用いた汚染浄化法としてのファイトレメディエーションの提唱 (Chaney, 1983)⁶⁾ は, 米国ではベンチャー企業の台頭を招き, 有機溶媒の除染を中心に事業への展開が図られている⁷²⁾。米国の Peconic 川の浄化を目的とした国家プロジェクトに関連したワークショップが2000年の12月に Upton の Brookhaven National Laboratory で開催された。Web ページの中でファイトレメディエーションを推進する代表的なベンチャー企業5社, Applied Phytogenetics, Inc., CH2M Hill, Inc., Edenspace Systems Corporation, Phytokinetics, Inc., Viridian Environmental, LLC のプレゼンテーションを見ることが出来る。Q & A も要約が掲載されており, そのやりとりから研究者のファイトレメディエーションに対する意気込みを伺い知ることができ大変興味深い¹⁹⁾。ファイトレメディエーションの研究者であった Raskin は, Phytotech Inc. を立ち上げた。現在は, 上記のワークショップにも参加している Edenspace 社が買収し事業を発展させ, 米軍の射撃演習場の鉛の除去や砒素を高濃度に蓄積するシダ (*Pteris vittata*) の開発²⁰⁾ で成果をあげている。その他にも, ハイブリッドポプラ (*P. deltoides* x *P. nigra* 等) を使った浄化を進める Ecolotree 社がある。Phytokinetic 社や Edenspace 社は, 日本の商社やゼネコンとも提携して事業拡大を図っている。米国におけるファイトレメディエーションの市場は, 2005年までに440億円まで拡大すると予測されている⁶⁶⁾。

一方, ヨーロッパでは, EC のプログラムで Phytodec (1999-2002) と呼ばれるファイトレメディエーション技術を用いた実証試験が進められている⁴⁹⁾。COST837 と呼ばれるアクションプログラムのサイトにアクセスすると欧州でのファイトレメディエーションの様子が伺える (<http://lbewww.epfl.ch/COST837/>)。

5. 土壌浄化ビジネス

2000年度中に新たに見つかった工場跡地など国内の土

壤汚染（超過事例）は134件で、この内重金属等の超過事例は72件を数えた²²⁾。調査の対象となった1975年以降の累積超過事例は574件ある（この内、農用地の例は2件）。この内重金属で一番多い事例は砒素で、続いて鉛、六価クロム、カドミウムと続いている。調査の総事例は、累積で1900件程度に留まっているものの、非農用地で汚染調査・分析の必要なサイトは40万箇所以上のほり、土壌・地下水汚染対策の総費用は約13兆円になるとの指摘もある⁵⁸⁾。今春に土壌汚染対策法が成立し、平成15年2月からの施行が予定されており、工場跡地の利用等のためには、土壌環境における砒素やカドミウム等の重金属除去が経済的な問題としても健康被害対策の問題としても今後ますます重要性を増してくるものと思われる^{63,68)}。しかしながら、工場跡地等の汚染の場合、汚染濃度は農用地と比べて桁違いに大きく（100～1000倍以上）、また、トリクロロエチレン等の揮発性有機化合物（VOC）との複合汚染の場合も多い。ファイトレメディエーション技術を工場跡地等の浄化に応用する場合には、いかに植物を育てるかを工夫することもさることながら、工学的手法との組み合わせを考えるなど、農用地とは違った戦略を用いる必要がある。著者らはまず、農用地に焦点を当てた植物を使った重金属浄化、ファイトレメディエーションを目指すことにした。

6. コーデックス基準

農用地に目を移すと、「健康被害対策としての土壌汚染³⁹⁾」という見地から既に別の法律によって対策が講じられている。現在日本では、食品衛生法に基づいて玄米中に含まれるカドミウム濃度が1 mg/kg（農用地に係わるカドミウムの測定方法は、「農用地土壌汚染対策地域の指定要件に係わるカドミウムの量の検定の方法を定める省令」に詳しく定めてあり、玄米の場合は、風乾した玄米重当たりのカドミウム含有量を指す）以上のものの販売を禁止している。また、「0.4 ppm 以上 1 ppm 未満の玄米は配給しても食品衛生上は差し支えないものの、コメの需給状況、消費者の不安を深く配慮して配給しないこと（農林水産大臣談話）」（1 ppm=1 mg/kg; 報道等では、便宜上 ppm を用いることが多い）とし、食糧庁が買い入れて合板用の糊等に利用している。

しかし、世界で流通する穀物食品中の許容重金属量を決定する FAO/WHO の食品規格委員会（コーデックス委員会）の下部組織であるコーデックス食品添加物・汚染物質部会（CCFAC）は、カドミウム基準値の見直しを検討している（基準値の見直し作成手続として Step 1 から Step 8 までの段階がある）^{23,52,54)}。これまでに、1998年にデンマークが各国のモニタリング調査結果（Step 2）を元にして食品の基準値原案（コメでは 0.2 mg/kgDW）を提案し（Step 3）、リスク評価（Step 4）を経て規格草案としてコーデックス委員会へ送るよう（Step 5）提案された。しかし、さらに検討が必要ということでも差し戻され、カドミウム基準値に関しては、現在 Step 3 の段階にある^{23,52,54)}。従ってコーデックス委員会の正式な提案となるまでにはまだ時間がかかると思われるが、日本が引き下げられた基準値を受け入れた場合、農作物（日本の場合、コメやダイズ）の耕作に不適とされる農耕地面

積はかなり広がるものと推定される。このような現状を考慮して、玄米中のカドミウム濃度をコーデックスの基準値案以下にまで下げる努力が望まれている。そのためには、栽培方法の工夫²⁴⁾ や重金属をより吸収しない品種の開発とともに、土壌中の吸収可能なカドミウム含量を下げる対策が必須となっている。

7. 日本の土壌汚染とイネ

鉱山の鉱滓や精錬所からの降灰により用水を通して田畑が汚染し、悲惨なカドミウム公害を招く結果となった⁶⁰⁾。日本はカドミウム生産量、消費量とも世界1位であり（1998年の統計）、リサイクル率が低い点（約20%）を考えると、廃棄物を通じた大気、河川、土壌への流入も大きな問題である⁵³⁾。カドミウムの平均摂取量（表4）を見ると、日本人（非汚染地域）は、欧米人の2倍近い量を毎日摂取しており、その半分近くがコメ由来である^{24,60,73)}。年々コメ消費量が減少していることからカドミウムの総摂取量は減少していると考えられるが、カドミウムの体内蓄積量の指標として用いられる腎皮質濃度は、1976年から1986年にかけて1.7倍に増加したという報告もある⁵⁴⁾。食糧庁が1997・98年産コメについて全国37,250地点で行った調査では、3.2%の1,192地点で玄米中のカドミウムの濃度が0.2 ppm を越えていた。0.2 ppm を汚染米の基準とした場合には、約30万トンの玄米が新基準を越え、新たに8万haの農地の浄化が必要と推計される⁶²⁾。これまでに6,626 haの農地で作られた玄米に国内基準値以上のカドミウムが検出され、このうち6,118 haが農用地土壌汚染防止法により指定を受けた⁶⁵⁾。この中で客土や他用途への転用などの対策が施され、平成12年度までに86%の土地で対策事業が完了している。

汚染源と見られる鉱山や精錬所はすでに操業を停止しているところが多いが、現在も汚染は続いていると考えられる。伊藤と飯村（1974）⁵⁵⁾ は、カドミウム汚濁水による土壌汚染の可能性を考察し、現在の水質基準である0.01 mg/L 程度のカドミウムを含む用水で灌漑した場

表4. カドミウム摂取量の国別比較^{a)}.

国名	μgCd/人/日	評価方法
ベルギー	15	B
デンマーク	30	A
フィンランド	13	A
日本 非汚染地域	30-70	A, B, C
汚染地域	150-400	
ニュージーランド	21	B
スウェーデン	10-20	A, B, C
イギリス	10-20	A
アメリカ	10-30	B, C

A: 国民栄養調査結果より算出 B: 全食事内容を集めて分析（陰膳方式）

C: 糞便中のカドミウム排泄量より算出

a: 重金属と生物 第4章 表4-20より転載

合、短期間で汚染米を出しやすい 1 mg/kgDW 程度の土壌濃度に達すると警告している。また、用水路底質の Cd 濃度が高い場合にもカドミウムの再汚染の可能性が指摘されている^{24,61)}。さらに客土の場合、耕うんによる汚染土の混入も心配されている。一方、肥料中に微量に含まれているカドミウムによる土壌汚染も懸念されるが、水田土壌の場合、リン酸質肥料によるカドミウム負荷の影響は見られていない²⁴⁾。

8. ファイトレメディエーション技術の開発

先にも述べたように、著者らは、農用地でみられるような広範囲でしかも低濃度の重金属、特にカドミウム汚染を除去するためのファイトレメディエーション利用技術の開発を進めている。その中で、2000年度に、ミレニアムプロジェクトの一つとして文部科学省の革新的技術開発研究推進費補助金を受け、また、2001年度には、生物系特定産業技術研究推進機構（生研機構）の「新事業創出研究開発事業（地域型）」から研究を受託し、実用化へ向けて研究開発を加速させた。ここでは、その成果の一部を紹介する。

前節で述べたように、これまで玄米中に基準値以上のカドミウムが検出された農地のうち、平成12年度までに86%の土地で対策事業が完了している。しかしながら、

低濃度のカドミウムに汚染された潜在的なカドミウム汚染米生産地域は全国に広がっており、各地域に適した植物の選定や栽培体系の確立が望まれている。著者らは、寒冷地でしかもカドミウム汚染土壌対策に熱心な秋田県と温暖で植物の生育に適した西南暖地をモデル地区として選定し、圃場試験を取り進めている。

生研機構のプロジェクトでは、東北農業研究センターを中心に組織されたコンソーシアム（コーディネーター：住田弘一水田土壌管理研究室長）に参画し、「カドミウムを除去するファイトレメディエーション技術の開発」というテーマで研究を受託した（2001～2005年度）。著者らは、「東北地域に適した Cd 高蓄積植物の作出」というテーマを分担し、低温に強くカドミウムの蓄積能力の高い、カラシナ (*B. juncea*) 等の植物の選抜を進めている。その他のコンソーシアムのメンバーとその研究テーマは以下の通りである。①東北農業研究センター：土壌中のカドミウムの挙動の解明及びカドミウム吸収を促進させる資材の選定、また、その効果的な添加法の開発。②秋田県立大学：植物体に吸収されたカドミウムの移行、蓄積機構の解明及びカドミウムの地上部への移行促進技術の開発。③秋田県農業試験場：東北地域に適したカドミウム高蓄積植物の栽培技術の体系化及びカドミウム汚染土壌浄化の現地実証。④㈱新菱：ファイトレメディエーションに用いた植物に含まれるカドミウムの安

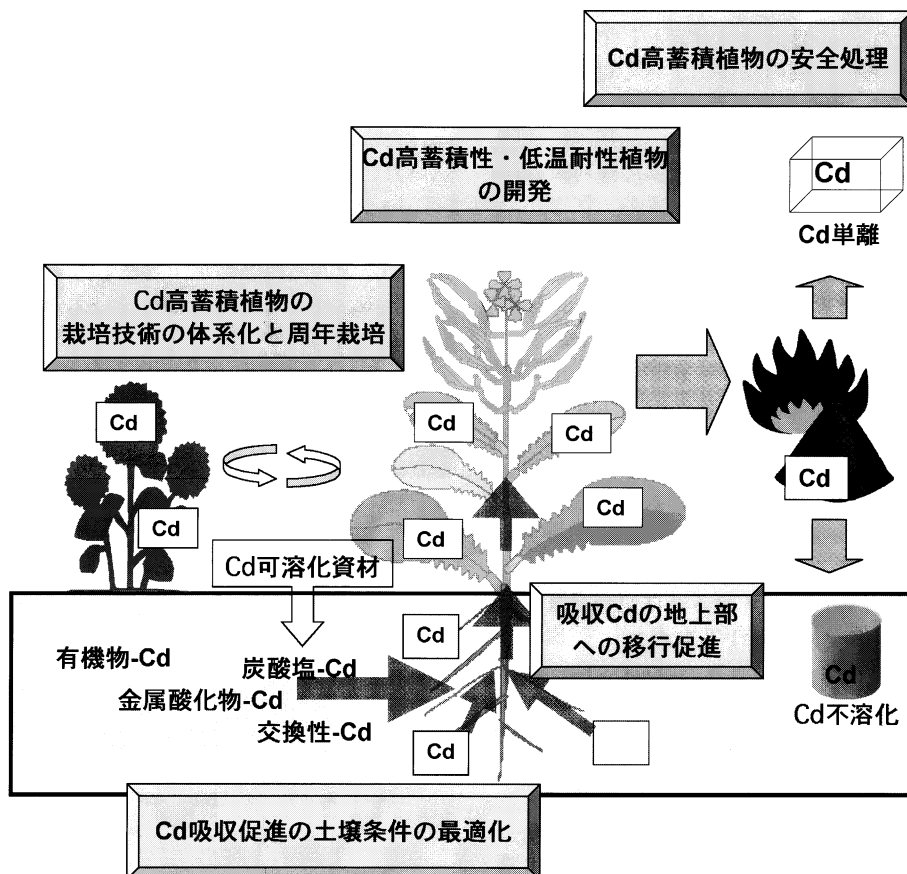


図2. 著者が行っているカドミウムを除去するファイトレメディエーション技術の開発²⁵⁾。

(1) Cd 高蓄積・低温耐性植物の開発, (2) Cd 吸収促進のための土壌条件の最適化技術の開発, (3) 吸収 Cd の地上部への移行促進技術の開発, (4) Cd 高蓄積植物の栽培技術の体系化と周年栽培技術の確立, (5) Cd 高蓄積植物の安全処理技術の開発を取り進めている。

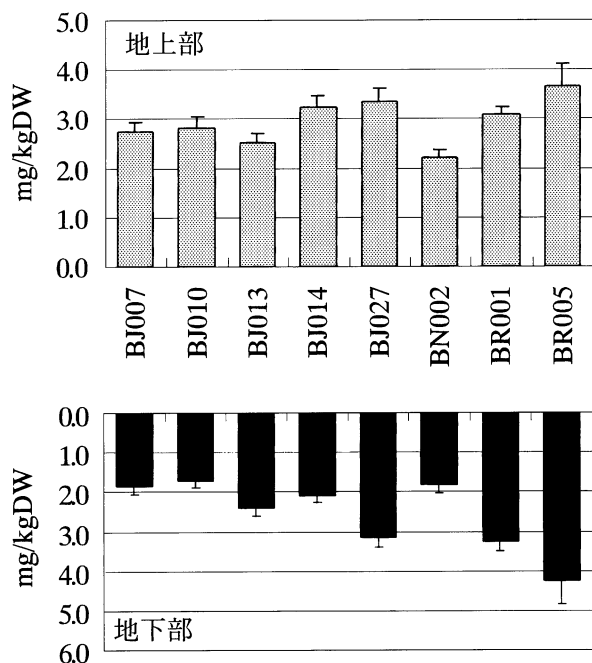


図3. ブラシカ属の系統別カドミウム含有率の比較(圃場試験). 西南暖地の圃場(沖積土:カドミウム含有率 2.5 mg/kg)にてブラシカ属の系統別にカドミウム蓄積能力を比較した。各系統の乾物収量およびカドミウム含有率(単位乾物重当たりのカドミウム含量)を測定した。ここでは、カドミウム含有率を示す。施肥:窒素; 12.8 kg/10a, リン酸: 12.8 kg/10a, カリ; 12.8 kg/10a, 全量基肥として施用。播種: 2001年9月27日, 収穫: 2002年4月12日。BJ: *B. juncea*, BR: *B. rapa*, BN: *B. napus*。図中のバーは標準誤差を示す。

全な回収及び安定化技術の開発(図2)²⁵⁾。

植物による汚染土壌中の重金属浄化を考えた場合、茎や葉での高い重金属含有率と大きな乾物生産量の両形質が揃うことにより浄化の効率化が期待できる。カラシナやタカナ類(*B. juncea*)は、このような観点からファイトレメディエーションに適した植物種として選抜されてきた¹¹⁾。著者らは、中国やバングラディッシュ、日本の遺伝子バンクより80種以上の品種を収集、交配育種してそのカドミウム含有率と乾物生産量からカドミウム収奪能力を調査した⁵⁶⁾。図3には、西南暖地の試験圃場(沖積土, カドミウム含有率: 2.5 mg/kgDW)にて栽培した*B. juncea*のカドミウム含有率を系統別に比較検討した結果の一部を示す。これまで報告されたブラシカ属のカドミウム含有率及び濃縮率(表5)と同レベルの値を示し、特に含有率の高い系統は見つかっていない。即ち、圃場由来のカドミウム含有土壌を用いた試験では、土壌にキレート剤処理を行わなければ、1~8 mg/kgDW程度のカドミウム含有率に留まった。著者らは、少なくとも20 mg/kgDW以上の含有率を期待しており、残念ながら期待にかなうほどカドミウムを蓄積する能力は高くなかった。また比較的高含有率を示した系統は、東北地域など寒冷地での栽培には不適であった。

著者らは、*B. juncea*以外にも乾物生産量が大きく、カドミウム含有率の高い植物の選抜を目指してポット試験や西南暖地での圃場試験を進め、その結果ケナフ(*Hibiscus cannabinus*)及びオクラ(*Abelmoschus esculentus*)が乾物生産量も大きくカドミウム含有率も高いこと

表5. これまでに報告のあったアブラナ科植物のカドミウム含有率と濃縮率。

植物名	土壌の種類	キレート剤	栽培期間 day	培養土の Cd 含有率 ^a (1) (mg/kgDW)(mg/L)	植物体の Cd 含有率 (2) (mg/kgDW)	濃縮率 ^b (2)/(1)	文献
<i>B. juncea</i>	汚染土		120	2.5	1	0.4	29
		NTA	120	2.5	1.5	0.6	
<i>B. rapa</i>	汚染土		28	5.5	2	0.4	15
		EDTA	28	5.5	4	0.7	
Yellow mustard (<i>Sinapis alba</i>)	汚染土		70	2	7	3.5	41
		EDGA	70	2	61	31	
<i>B. juncea</i> <i>B. rapa</i>	汚染土ポット		42	40	2.5	0.1	11
			42	40	2.5	0.1	
<i>B. juncea</i>	汚染土(黒ボク)ポット		42	8	8	1.0	未発表
	汚染土(沖積)ポット		42	2.5	5	2.0	
<i>B. juncea</i>	汚染土(沖積)圃場		120	2.5	3.5	1.4	本総説
<i>B. juncea</i>	Cd 添加砂質土		14	2	104	52	32
<i>B. juncea</i>	Cd 添加砂質土		62	7.3	46	6.3	18
	Cd 添加黒ボク土		62	11.3	11	1.0	
<i>B. juncea</i>	水耕		7	0.1	130	1300	45
<i>B. juncea</i>	水耕		14	5.6	350	63	51
<i>B. juncea</i>	水耕		9	5.6	362	65	18
<i>B. juncea</i>	水耕		20	1	175	175	56

a: 土壌: mg/kgDW, 水耕液: mg/L

b: 植物体のカドミウム含有率を培養土の含有率で除したもので、植物が積極的にカドミウムを吸収したかの目安を示す。

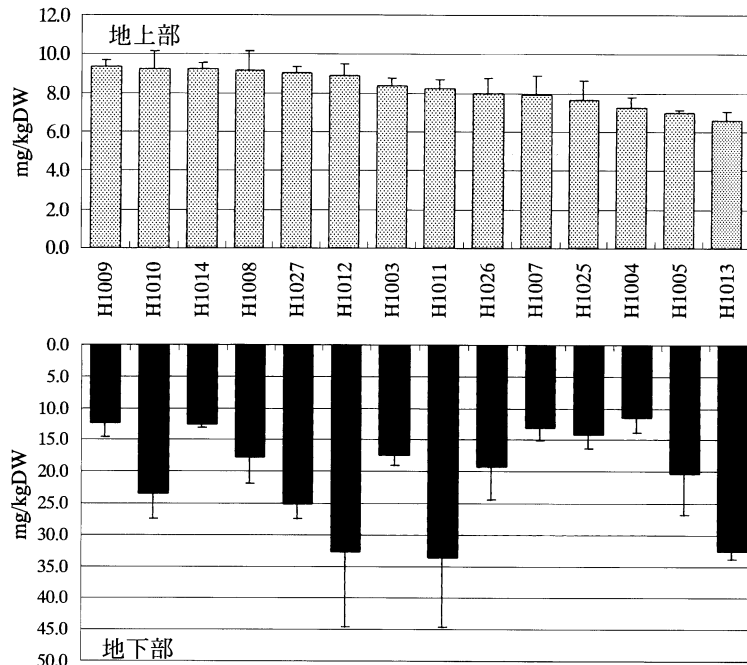


図4. ケナフの系統別カドミウム含有率の比較 (ポット試験).

土壌 (沖積土: カドミウム含有率 2.5 mg/kgDW) をポットに乾土として 150 g 充填し, これに肥料溶液を 24 ml 添加した。発芽後14日目にポットに移植し, 移植後50日目に育成した植物を地上部, 地下部とも全て収穫し, 120°C のオープンで3~5時間乾燥した。これを粉碎し酸による湿式分解後, 原子吸光法によりカドミウム含量を測定した。図中のバーは標準誤差を示す。

が分かってきた。以下に一例を示す。

試験には 0.4 mg/kgDW 以上のカドミウムを含む玄米が検出された地区より得た沖積土 (カドミウム含有率: 2.5 mg/kgDW) 及び黒ボク土 (カドミウム含有率: 8 mg/kgDW) を用いた。ケナフ (沖積土), オクラ (黒

ボク土) とも品種による差異が認められ, ケナフが 10 mg/kgDW (図4), オクラが 25 mg/kgDW 程度のカドミウム含有率を示した (図5)。一方, 圃場試験 (土壌カドミウム含有率: 2.5 mg/kgDW) ではケナフのカドミウム含有率が 14 mg/kgDW, 乾物重で 13 t/ha を得, また, オクラのカドミウム濃度が 17 mg/kgDW, 乾物重が 11 t/ha を得ることが出来た。ポット試験との違いは栽培期間にあり, 期間が長いほど含有率が高くなる傾向を示した。実際, 同じ圃場から収穫したケナフのうち, カドミウムの含有率が 40 mg/kgDW 近い個体も認められており, その乾物重を考えると 500 g/ha 程度の蓄積量になると推定している。2002年度の西南暖地での圃場試験では乾物重で, ケナフ 36 t/ha, オクラ 17 t/ha を達成しており, 現在そのカドミウム含有率の測定を急いでいる。一方, ヒマワリ (*Helianthus annuus*) やタバコ (*Nicotiana tabacum*) についても品種間差異等を調べており, 乾物生産量が大きくカドミウム含有率の高い品種の選抜を目指している^{7,33)}。

9. さらなる浄化の促進とトータルシステムの構築

さらに浄化効率を高めるためには, どのような工夫が必要だろうか。

土壌条件により植物の重金属吸収蓄積能は大きく異なってくる。まず, 重金属が可溶化されやすい環境作りが重要と考えている。土壌中の重金属の存在形態として6形態 (水溶態 [遊離カチオン, 錯イオン], 交換態, 無機結合態, 有機結合態, 酸化物吸蔵態, 鉱物結晶態) がある⁶⁹⁾。カドミウムは重金属の中では移動性が高く, 50~60%が水溶態及び交換態の画分に存在する。この画

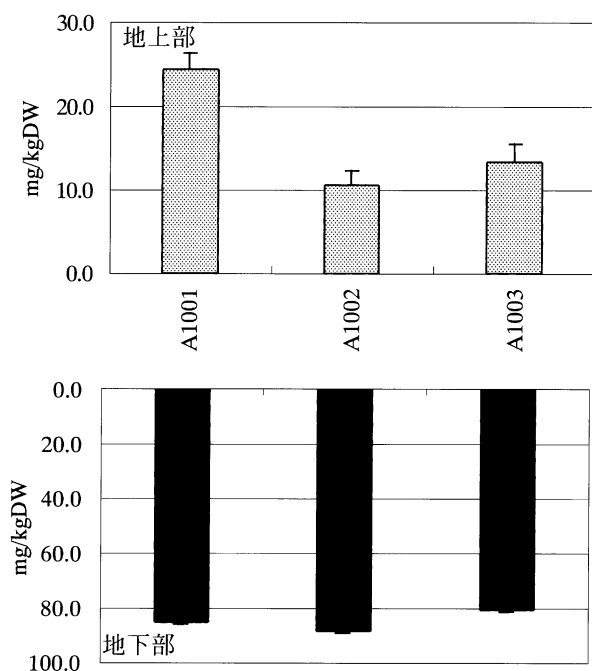


図5. オクラの系統別カドミウム含有率の比較 (ポット試験). 発芽後14日目にポット (黒ボク土: カドミウム含有率 8 mg/kgDW) に移植し, 移植後55日目に収穫した。他は, 図4と同様に試験を行った。

分及び有機結合態の一部が植物に可給態として利用されている。そこで、EDTAなどのキレート剤や酸性化剤を土壌に処理することにより、重金属を可溶化し植物により多く吸収させることが試みられている^{26,29,40}。実場面においては、より廉価で高機能な資材の開発が不可欠となる。さらに重要なことは、これらの可溶化処理によって二次的な汚染を引き起こさないように配慮する必要があり、キレート力が強く残留性の高いEDTAなどは実用的ではないであろう。また、土壌微生物との相互作用を利用して重金属の可溶化を図り、蓄積量を上昇させようとしている研究も少なくない⁴⁴。

もう一つの大きな問題は、莫大な量の収穫物（例えばケナフの場合は、30 t/ha以上の乾物生産量がある）をどう取り扱うかということである。

米国のベンチャーの場合、廃棄物として捨てることでコストを抑えているようである（私信）が、湿度が高く国土が狭い日本の場合には不向きな面も多い。生研機構からの受託事業においては、産業廃棄物処理にノウハウを持つ新鋭と連携して研究を進めており、安全で効率的な処理方法が開発できると確信している。さらに、ビジネスとしてのトータルシステムを構築するために、浄化後の圃場評価等についても技術確立を進めている。

10. ファイトレメディエーションの目標

実際にファイトレメディエーション事業を進める場合、どこに目標をおくべきであろうか。著者らは第1段階として次のような目標を掲げている。

今後の規制値強化に伴い、産出米が新たにカドミウム汚染米となってしまいう危険の高い比較的低濃度（1~2 mg/kgDW）のカドミウム含有沖積土壌が浄化対象となりうる。対象土壌の平均的な土壌含有カドミウム濃度を2 mg/kgDWと設定し、これを0.4 mg/kgDW以下（経験的に、0.4 mg/kgDW以下の土壌であれば耕作方法の工夫により汚染米等を出すことはないと考えられている）に下げることを目指す。

通常、表土のカドミウム含量が高く、また、一般的に作土層は20 cm程度であることから、浄化対象土壌の深度を20 cmと設定すると、1 haあたりの土壌からのカドミウム収奪目標量は3.2 kg（100 m×100 m×0.2 m×(2-0.4) mg/kg×1,000 kg/m³（風乾土壌重））となる。水田においてイネの根の密度が最多である10~20 cmの深度をまず浄化することにより玄米中のカドミウム濃度を0.2 mg/kgDW以下に抑えることを目指す。この3.2 kg/haのカドミウムを5年で浄化するためには、640 g/ha年のカドミウム蓄積能力が必要である。前述したケナフの場合、すでに500 g/ha年程度のカドミウム蓄積能力を持っているので、作期の延長、品種のさらなる選抜や組み合わせ、土壌処理技術により実用化レベルの浄化が可能になると考えている。

11. 遺伝子組換え植物の利用

先に述べたように、植物分子生物学の発達とともに、重金属に関連する遺伝子が次々に単離同定され、植物の重金属取り込みや有害重金属の無毒化に関する機構の解

明が進んでいる³⁶。重金属の高蓄積植物として知られるアルプスグンバイナズナ (*Thlaspi caerulescens*) はアブラナ科に属している。ゲノムの解析が終了したシロイヌナズナ (*Arabidopsis thaliana*) と比較的近い関係にあるため、重金属の高蓄積機構を解明するために、*A. thaliana* の遺伝子情報やDNAマイクロアレイなどの活用が期待される。また、*A. thaliana* と同じ属の中にも重金属の高蓄積タイプ (*A. harreri*; n=8) があり、比較研究が進められている¹⁶。*T. caerulescens* は、n=7であり、ゲノムサイズは *A. thaliana* の2倍と言われている（私信）。*T. caerulescens* のEST (expressed sequence tag) ライブラリーの構築 (Phytac project)¹¹ もヨーロッパを中心に進められている。これまでに明らかになったデータの中で興味深いことは、*A. thaliana* でシェード遺伝子とされている遺伝子の発現が、解析の済んだESTライブラリーの中で13%も見られたことである¹¹。これらの遺伝子は、少なくとも *T. caerulescens* の中では発現していることを意味しており、*T. caerulescens* に特異的な性質である重金属高蓄積機能との関連に注目したい。

これまでに報告された重金属に関連する遺伝子を過剰発現させた組換え植物を見てみると、次の3つのカテゴリーに分類出来る（表6）。まず、(I) 植物の重金属耐性機構を増強させたものがある。動物や酵母の重金属結合タンパク質であるメタロチオネイン遺伝子を植物に導入することにより有害重金属を無毒化し、カドミウムなどに対する重金属耐性植物が作出された。長谷川(2002)¹⁸ は、酵母のメタロチオネイン遺伝子 *cup1* を *B. juncea* に導入し、400 μMの濃度のカドミウム水溶液でも正常に生育出来る植物を作出した。この時の地上部のカドミウム含有率は3,000 mg/kgDWであった。さらに人工汚染土壌（カドミウム含有率：約100 mg/kgDW）でもカドミウム蓄積能力を検定し、非形質転換体の2.3倍にあたる500 mg/kgDWの含有率でカドミウムが体内に蓄積されることを示した。この他にもファイトケラチンの構成要素のひとつであるグルタチオン (GSH) を合成する代謝系の活性を増強させることにより高濃度の重金属培地でも耐性を示す重金属耐性植物が作出されている。二つ目は(II) 重金属の移送に関連する遺伝子を導入したものである。カチオンチャンネルや亜鉛のトランスポーターを導入することにより、液胞内にカドミウムを隔離し無毒化することにより耐性能を強化している。3番目として(III) 重金属をキレートして動きやすくさせるような物質の生産を増強あるいは付加したもので、例えば phyto siderophore としてムギネ酸⁴⁷ や有機酸³⁴ を放出するようにしたものである。

遺伝子組換え技術のファイトレメディエーションへの利用は、組換え植物が食糧生産を目的としない非食品であることや、また環境にやさしいイメージが強いことから、パブリックアクセプトランスを得る上でより受け入れられやすいように思われる。著者らは、遺伝子組換えを用いて弱点を補強するために、3つの機構⁹ に注目している。①根での重金属吸収能の強化：カドミウムを積極的に取り込むような移送タンパク質の解明が待たれる。②根から地上部への移送機能の強化：重金属が根のみで留まっているものや、根より地上部のほうが重金属濃度の高い植物も見られることから、何らかの積極的な機構

表 6. 重金属高蓄積に関与する遺伝子の植物への導入^a

	遺伝子	生産物	遺伝子源	導入植物	効果	培地	参考文献
I	<i>merA</i>	Hg(II) reductase	gram-negative bacteria	yellow-poplar/tobacco	水銀気化機能や水銀耐性能の上昇	寒天培地/土耕	31
	<i>merA</i> & <i>merB</i>	Organomercurial lyase	gram-negative bacteria	<i>A. thaliana</i>	水銀気化機能や水銀耐性能の上昇	寒天培地/土耕	31
	<i>MT-1</i>	Metallothionein	mouse	<i>N. tabacum</i>	カドミウム耐性能の上昇	寒天培地	31
	<i>CUP1</i>	Metallothionein	yeast	<i>B. oleracea</i> & <i>B. juncea</i>	カドミウム含有率及び耐性能の上昇	水耕/土耕	17 & 31
	<i>PsMTA</i>	Metallothionein	<i>Pisum sativum</i>	<i>A. thaliana</i>	銅含有率の上昇	—	28
	<i>APS1</i>	ATP sulfurylase	<i>A. thaliana</i>	<i>B. juncea</i>	セレン含有率の上昇	水耕	31
	<i>gsh2</i>	GSH synthetase	<i>E. coli</i>	<i>B. juncea</i>	カドミウム含有率の上昇	水耕	31
	<i>gsh1</i>	γ -ECS	<i>E. coli</i>	<i>B. juncea</i>	カドミウム含有率の上昇	水耕	31
	<i>Csase A</i>	Cysteine synthase	<i>Spinacia oleracea</i>	<i>N. tabacum</i>	グルタチオン含量の増加と活性酸素耐性能の上昇	—	38
	<i>NiCBP4</i>	cation channel	<i>N. tabacum</i>	<i>N. tabacum</i>	鉛含有率の上昇	水耕	31
II	<i>ZAT1</i>	Zn transporter	<i>A. thaliana</i>	<i>A. thaliana</i>	亜鉛耐性能の上昇	水耕	31
	<i>FRE1 & 2</i>	Fe(III) reductase	yeast	<i>N. tabacum</i>	鉄含有率の上昇	水耕	28
III	<i>NAAT</i>	nichotinamine aminotransferase	barley	<i>O. sativa</i>	鉄欠乏土壌での生育	土耕	47
	<i>CSb</i>	citrase synthase	<i>Pseudomonas aeruginose</i>	<i>N. tabacum</i> / <i>Carica papaya</i>	リン酸吸収能の上昇とアルミニウム吸収の抑制	寒天培地	34
	Soy H-1	ferritin	soybean	<i>O. sativa</i>	鉄吸収能の上昇	—	28

a: 文献25および70の Table 1 を基に作成した。

が介在していると考えられている。③吸収された重金属を無毒化して蓄積するための機構の強化：これは、メタロチオネインや液胞膜へのトランスポーターの導入によりある程度成功している³⁷⁾。土壌の状態や自然条件は地域によって異なる。様々な条件に適した植物にこれらの機能を組み入れて強化することで、より強く、より早く、より効率的な重金属浄化のための遺伝子組換え植物を開発することができると考えられる。また、これにより、通常の植物では不可能であった農用地以外の高濃度汚染地帯への応用も可能になるであろう。

12. ファイトレメディエーションビジネスの今後

これまでに述べてきたように、短期的には、重金属の含有率が比較的高く乾物生産量の多い植物を利用してファイトレメディエーションの技術開発が進むと思われる。高蓄積植物の選抜と土壌処理技術の開発、廉価な収穫物の処理法の開発が、ビジネスとして育つかどうかの鍵を握っている。遺伝子組換え植物の研究開発はますます盛んになると予測されるが、安全性の確認に数年は必要であることから実用化レベルに達するまでには時間がかかると思われる。

その他の技術として、細胞融合により、重金属含有率の高い *T. caeruleus* と乾物生産量の多い *B. juncea* との融合植物が作出されている¹⁴⁾。著者らは融合植物を入手してその能力検定を行ったが、低濃度のカドミウム含有土を用いたポット試験では、その機能を発揮しなかった。Chaney らは、*T. caeruleus* の中からカドミウムを高度に吸収・蓄積する超高蓄積植物を選抜した⁹⁾。彼らは、160 ppm のカドミウム汚染土壌を使った実験で、超高蓄積 *Thlaspi* が 1,000 mg/kgDW 以上の含有率でカドミウムを蓄積したことを示した(私信)。小さい植物でも高含有率であれば総蓄積量が多くなる一方、乾物量が少ないためその後の廃棄処理が非常に簡単になり、低コスト化が図れるというメリットがでてくる。低濃度の重金属含有土壌での効率はどうか、この植物が日本の風土で育つかどうか、収量がどれくらいになるかなど、今後の研究結果が待たれる。

21世紀となり、ますます持続可能な発展を目指した営みが求められる時代となった。そこでは、環境負荷の少ない技術としてファイトレメディエーション技術等の導入がより強く望まれている。これまでに述べたように農業土壌環境におけるカドミウム等の重金属除去は農作物のカドミウム含有量の規制値強化と相まって焦眉の急務である。これらを踏まえ、著者らは、早急にファイトレメディエーションビジネスを立ち上げるために、よりカドミウム含有率が高く乾物生産量の多い高蓄積植物の探索、土壌処理条件や評価方法の確立、さらに最終産物の適切な処理方法の確立などトータルシステムの構築を目指して研究開発を加速して行きたいと考えている。

文 献

1) Aarts, M.G.M., D. Rigola, P. Goossens, M. Fiers, A. Asun, and H. Schat. 2002. *Thlaspi caeruleus* EST sequence analysis, pp8. 9th New Phytologist Symposium, Heavy metals

and plants. Abstracts. Also in <http://www.newphytologist.org/heavymetals/default.htm>.

2) Anderson, C.W.N., R.R. Brooks, R.B. Stewart, and R. Simcock. 1998. Harvesting a crop of gold in plants. *Nature* 395: 553-554.

3) Baker, A.J.M., S.P. McGrath, R.D. Reeves, and J.A.C. Smith. 2000. Metal hyperaccumulator plants: a review of the ecology and physiology of biological resources for phytoremediation of metal-polluted soils, pp. 85-107. In J.F. Parr, P.B. Marsh, and J.M. Kla(eds.) *Land Treatment of Hazardous Waters*. Moyes Data Corp., Park Ridge, NJ.

4) Brooks, R.R., J. Lee, R.D. Reeves, and T. Jaffre. 1977. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *J. Geochem. Explor.* 7: 49-77.

5) Chaney, R.L., Y.-M. Li, S.L. Brown, F.A. Homer, M. Malik, J.S. Angle, A.J.M. Baker, R.D. Reeves, and M. Chin. 2000. Improving metal hyperaccumulator wild plants to develop commercial phytoextraction systems: approaches and progress. In N. Terry and G.S. Banuelos(eds.) *Phytoremediation of contaminated soils and water*. CRC Press, Boca Raton, FL.

6) Chaney, R.L. 1983. Plant uptake of inorganic waste constituents, pp. 50-76. In J.F. Parr, P.B. Marsh, and J.M. Kla(eds.) *Land Treatment of Hazardous Waters*. Moyes Data Corp., Park Ridge, NJ.

7) Clarke, B.B., and E. Brenna. 1989. Differential cadmium accumulation and phytotoxicity in sixteen tobacco cultivars. *JAPCA*. 39: 1319-1322.

8) Clemens, S., M.G. Palmgren, and U. Kramer. 2002. A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. *TRENDS in Plant Science* 7: 309-315.

9) Cunningham, S.D., and D.W. Ow. 1996. Promises and prospects of phytoremediation. *Plant Physiol.* 110: 715-719.

10) De Souza, M.P., E.A.H. Pilon-Smits, and N. Terry. 2000. The physiology and biochemistry of selenium volatilization by plants, pp. 171-190. In I. Raskin and B.D. Ensley(ed.), *Phytoremediation of toxic metals*. Wiley-Interscience, New York.

11) Ebbs, S.D., M.M. Lasat, D.J. Brady, J. Cornish, R. Gordon, and L.V. Kochian. 1997. Heavy metals in the environment, Phytoremediation of cadmium and zinc from a contaminated soil. *J. Environ. Qual.* 26: 1424-1430.

12) Ensley, B.D. 2000. Rationale for use of phytoremediation, pp. 3-11. In I. Raskin and B.D. Ensley(ed.), *Phytoremediation of toxic metals*. Wiley-Interscience, New York.

13) Glass, D.J. 2000. Economic potential of phytoremediation, pp. 15-31. In I. Raskin and B.D. Ensley(ed.), *Phytoremediation of toxic metals*. Wiley-Interscience, New York.

14) Gleba, D., N.V. Borisjuk, L.G. Borisjuk, R. Kneer, A. Poulev, M. Skarzhinskaya, S. Dushenkov, S. Logendra, Y.Y. Gleba, and I. Raskin. 1999. Use of plant roots for phytoremediation and molecular farming. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*. 96: 5973-5977.

15) Grcman, H., S. Velikonja-Bolta, D. Vodnik, B. Kos, and D. Lestan. 2001. EDTA enhanced heavy metal phytoextraction: metal accumulation, leaching and toxicity. *Plant Soil*. 235: 105-114.

16) Guerinot, M.L., and D.E. Salt. 2001. Fortified foods and phytoremediation. Two sides of the same coin. *Plant Physiol.* 125: 164-167.

17) Hasegawa, I., E. Terada, M. Sunairi, H. Wakita, F. Shimachi, A. Noguchi, M. Nakajima, and J. Yazaki. 1997. Genetic improvement of heavy metal tolerance in plants by transfer of the yeast metallothionein gene(CUP1). *Plant Soil*. 196: 277-281.

18) Hasegawa, I. 2002. Phytoremediation : a novel strategy for removing toxic heavy metals from contaminated soils using plants. *Farming Japan*. 36: 10-15.

19) <http://web.ead.anl.gov/TechCon/projects/peconic/resource>

- ces Workshop Resources & Information/ BNL: Peconic River Remedial Alternatives Workshop.
- 20) <http://www.edenspace.com/casestudy-arsenic.html> Edenspace 社のホームページ. Ma, L.Q., K.M. Komar, C. Tu, W.H. Zhang, C.Y. Kennelley ED. 2001. A fern that hyperaccumulates arsenic. *Nature* 409: 579 も参照.
 - 21) <http://www.env.go.jp/earth/cop3/kaigi/live.html> 京都会議の経過と結果.
 - 22) <http://www.env.go.jp/water/report/h14-01/index.html> 平成12年度土壌汚染調査・対策事例及び対応状況に関する調査結果の概要.
 - 23) <http://www.mhlw.go.jp/shingi/2002/07/txt/s0710-1.txt> 02/07/10 薬事・食品衛生審議会食品衛生分科会食品規格・毒性合同部会議事録. 米に係るカドミウムに関する規格基準の改正の可否について.
 - 24) <http://www.niaes.affrc.go.jp/magazine/mgzn030.html> 情報:農業と環境: No 29 2002.9.1, 水稻のカドミウム吸収抑制のための対策技術.
 - 25) <http://www.tokyo.brain.go.jp/gijutu/14kadai/hp3/chiiki/1-6.htm#2cd> 生物系特定産業技術研究推進機構. 新事業創出研究開発事業 (地域型).
 - 26) Huang, J.W., J. Chen, W.R. Berti, and S.D. Cunningham. 1997. Phytoremediation of lead-contaminated soils: role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environ. Sci. Technol.* 31: 800-805.
 - 27) Jaffre, T., R.D. Brooks, J. Lee, and R.D. Reeves. 1976. *Sesbertia acuminata*: a hyperaccumulator of nickel from New Caledonia. *Science*. 193: 579-580.
 - 28) Karenlampi, S., H. Schat, J. Vangronsveld, J.A.C. Verkleij, D. van der Lelie, M. Mergeay, and A.I. Tervahauta. 2000. Genetic engineering in the improvement of plants for phytoremediation of metal polluted soils. *Environmental Pollution* 107: 225-231.
 - 29) Kayser, A., K. Wenger, A. Keller, W. Attinger, H.R. Felix, S.K. Gupta, and R. Schulin. 2000. Enhancement of phytoextraction of Zn, Cd, and Cu from calcareous soil: the use of NTA and sulfur amendments. *Environ. Sci. Technol.* 34: 1778-1783.
 - 30) Kimber, D.S., and D.I. McGregor. 1996. The species and their origin, cultivation and world production, pp. 1-7. In D. Kimber and D.I. McGregor(ed.), *Brassica Oilseeds, Production and Utilization*. CIB International.
 - 31) Kramer, U., and A.N. Chardonens. 2001. The use of transgenic plants in the bioremediation of soils contaminated with trace elements. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 55: 661-672.
 - 32) Kumar, P.B.A.N., V. Dushenkov, H. Motto, and I. Raskin. 1995. Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils. *Environ. Sci. Technol.* 29: 1232-1238.
 - 33) Li, Y.-M., R.L. Chaney, A.A. Schneider, and J.F. Miller. 1995. Genotypic variation in kernel cadmium concentration in sunflower germplasm under varying soil conditions. *Crop Sci.* 35: 167-141.
 - 34) Lopez-Bucio, J., O.M. de la Vega, A. Guevara-Garcia, and L. Herrera-Estrella. 2000. Enhanced phosphorous uptake in transgenic tobacco plants that overproduce citrate. *Nature/Biotechnology* 18: 450-453.
 - 35) Makaroff, C.A.. 1995. Cytoplasmic male sterility in Brassica species pp. 515-555. In C.H. Livings & I.K.Vasil(ed), *The molecular biology of plant mitochondria*. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
 - 36) Meagher, R.B. 2000. Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants. *Current Opinion in Plant Biology*. 3: 153-162.
 - 37) Mejare, M., and L. Bulow. 2001. Metal-binding proteins and peptides in bioremediation and phytoremediation of heavy metals. *TRENDS in Biotechnology* 19: 67-73.
 - 38) Noji, M., M. Saito, M. Nakamura, M. Aono, H. Saji, and K. Saito. 2001. Cysteine synthase overexpression in tobacco confers tolerance to sulfur-containing environmental pollutants. *Plant Physiol.* 126: 973-980.
 - 39) Nriagu, J.O., and J.M. Pacyna. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*. 333: 134-139.
 - 40) Reddy, C.N., and W.H. Patrick, Jr. 1977. Effect of redox potential and pH on the uptake of cadmium and lead by rice plants. *J. Environ. Qual.* 6: 259-262.
 - 41) Romkens, P., L. Bouwman, J. Japenga, and C. Draaisma. 2002. Potentials and drawbacks of chelate-enhanced phytoremediation of soils. *Environmental Pollution* 116: 109-121.
 - 42) Rugh, C.L., S.P. Bizily, and R.B. Meagher. 2000. Phytoreduction of environmental mercury pollution, pp. 151-169. In I. Raskin and B.D. Ensley(ed.), *Phytoremediation of toxic metals*. Wiley-Interscience, New York.
 - 43) Salt, D.E., M. Blaylock, N. P.D.A. Kumer, V. Dushenkov, B.D. Ensley, I. Chet, and I. Raskin. 1995. Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Biotechnology*. 13: 468-474.
 - 44) Salt, D.E., N. Benhamou, M. Leszczyniecka, I. Raskin, and I. Chet. 1999. A possible role for rhizobacteria in water treatment by plant roots. *International Journal of Phytoremediation* 1: 67-79.
 - 45) Salt, D.E., R.C. Prince, I.J. Pickering, and I. Raskin. 1995. Mechanisms of cadmium mobility and accumulation in Indian mustard. *Plant Physiol.* 109: 1427-1433.
 - 46) Salt, D.E., R.D. Smith, and I. Raskin. 1998. Phytoremediation. *Ann. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 49: 643-668.
 - 47) Takahashi, M., H. Nakanishi, S. Kawasaki, N.K. Nishizawa, and S. Mori. 2001. Enhanced tolerance of rice to low iron availability in alkaline soils using barley nicotianamine aminotransferase genes. *Nature/Biotechnology* 19: 466-469.
 - 48) Timofeev-Resovsky, E.A., B.M. Agafonov, and N.V. Timofeev-Resovsky. 1962. Fate of radioisotopes in aquatic environments (in Russian). *Proceedings of the Biological Institute of the USSR Academy of Sciences*. 22: 49-67.
 - 49) Van der Lelie, D., J-P. Schwitzguebel, D.J. Glass, J. Vangronsveld, and A. Baker. 2001. Assessing phytoremediation's progress in the United States and Europe. *Environmental Science and Technology*. November 1 2001: 446A-452A.
 - 50) Watanabe, M.E. 2001. Can bioremediation bounce back? *Nature Biotechnology* 19: 1111-1115.
 - 51) Zhu, Y.L., E.A.H. Pilon-Smits, A.S. Tarun, S.U. Weber, L. Jouanin, and N. Terry. 1999. Cadmium tolerance and accumulation in Indian mustard is enhanced by overexpressing γ -Glutamylcysteine synthetase. *Plant Physiol.* 121: 1169-1177.
 - 52) 朝倉健司. 2002. カドミウムをめぐるコーデックスの動向と我が国の対応. pp. 2-6. 第19回土・水研究会資料, 作物によるカドミウムの吸収とその抑制技術—コーデックスの動向と我が国の現状. (独) 農業環境技術研究所.
 - 53) 浅見輝男. 2001. カドミウム, 亜鉛, 鉛, 銅の生産・輸入, 消費・輸出および非汚染土壌中濃度, pp. 17-21. データで示す日本土壌の有害金属汚染. アグネ技術センター.
 - 54) 浅見輝男. 2001. 土壌と作物中におけるカドミウム濃度と人間健康, pp. 146-171. データで示す日本土壌の有害金属汚染. アグネ技術センター.
 - 55) 伊藤秀文, 飯村康二. 1974. カドミウム汚濁水による土壌汚染の可能性—水質基準との関連—. *土壌肥料学会誌*. 45: 571-576.
 - 56) 我妻忠雄, 俵谷圭太郎, 石川 寛, 栗原宏幸, 早川孝彦, 青木康宏, 菊池敦子, 東條正典. 2002. *Brassica* 属植物におけるカドミウム集積能の比較, 日本土壌肥料学会講演要旨集. 第49集 (印刷中).
 - 57) 茅野充男. 1995. 生物による重金属の吸収と除去機能. *研究ジャーナル*. 18(3): 11-17.
 - 58) 脚光を浴びる土壌浄化技術, pp. 24-29. *日経エコロジー*. 2000年5月号.

- 59) 小宮山宏. 1999. 地球持続の技術. 岩波新書.
- 60) 齊藤 寛, 青島恵子. 1988. 重金属と人体 II, pp. 177-221. 茅野充男, 斎藤 博編, 重金属と生物. 博友社.
- 61) 佐藤福男. 2002. 秋田県におけるカドミウム汚染対策技術と課題, pp. 22-30. 第19回土・水研究会資料, 作物によるカドミウムの吸収とその抑制技術—コーデックスの動向と我が国の現状. (独) 農業環境技術研究所.
- 62) 迫り来る国際基準, pp. 32-33. 日経エコロジー. 2002年1月号.
- 63) 竹ヶ原啓介. 2002. 新たな時代を迎える土壌環境ビジネス. 資源環境対策. 38: 886-892.
- 64) 館川 洋. 1975. 植物を利用した土壌中のカドミウムの除去方法. 日本土木学会誌. 43: 674-677.
- 65) 農用地土壌汚染防止対策の概要, 平成13年11月. 環境省環境管理水環境部.
- 66) ファイトレメディエーションの市場. 2002. BIO INDUSTRY 19: 78-83.
- 67) 深見元弘. 2002. カドミウム規制強化に伴う研究の変遷と課題, pp 7-14. 第19回土・水研究会資料, 作物によるカドミウムの吸収とその抑制技術—コーデックスの動向と我が国の現状. (独) 農業環境技術研究所.
- 68) 不動産の価値は環境評価で決まる, pp. 18-21. 日経エコロジー. 2000年5月号.
- 69) 平成9年度 環境保全型土壌管理対策推進事業, 微量要素等研究会報告書, 平成10年3月. (財) 日本土壌協会.
- 70) 平成10年度 環境保全型土壌管理対策推進事業, 農用地のカドミウム文献検索に関する報告書, 平成11年3月. (財) 日本土壌協会.
- 71) 森川弘道, 高橋美佐, 河村義史. 2001. ファイトレメディエーションによる環境修復の新展開. 環境バイオテクノロジー学会誌. 1: 1-14.
- 72) 森川弘道. ファイトレメディエーションとファイトテクノロジー, 米国におけるプライベートセクターの活動と大気汚染修復壁面緑化. 2001. ケミカル・エンジニアリング. 2001年9月号: 665-673.
- 73) 森 忠洋, 森山 清. 1988. 重金属と人間生活, pp. 213-243. 茅野充男, 斎藤 博編, 重金属と生物. 博友社.