

特集／環境修復

ファイトレメディエーションによる 汚染土壌修復の現状と展望*

王 効 拳*¹・李 法 雲*²・杉 崎 三 男*¹

キーワード ①土壌汚染 ②ファイトレメディエーション ③根圏 ④重金属 ⑤有機汚染物質

要 旨

近年、日本のみならず他の諸国においても多様な有害物質による土壌汚染が顕在化しており、低コストかつ環境に優しい環境修復技術として、ファイトレメディエーションが世界中に注目されている。本稿ではファイトレメディエーションの概念、浄化機構、研究・応用の現状と今後の展望について議論した。

ファイトレメディエーションは、植物による吸収、蓄積および代謝、分解等の機能により、土壌、底泥、水等環境媒体からの汚染物質を除去する環境修復技術である。ファイトレメディエーションは土壌汚染の拡大および対策の強化を契機に、1990年代から低コストかつ環境に優しい環境修復技術として、米国をはじめ世界中で盛んに研究開発が行われ、得られた成果をもとに商業化されるようになった。現在、約400種類の重金属高蓄積植物が発見されており、それらの多くが環境修復の現場で使われている。また有害有機化学物質や放射性物質についても有効であることが確認されている。土壌汚染対策法等による規制が始まった日本においては、更なる土壌汚染事例の増加が予想され、ファイトレメディエーション的な手法の研究開発についても注目を浴びている。今後、高浄化能力を持つ植物および微生物の発見と実用化、植物—微生物—汚染物質間の相互作用の解明、有用植物—微生物の組合せおよび遺伝子技術の応用等による効率的なファイトレメディエーション技術の確立が重要な課題となる。

1. はじめに

ここ数十年間、社会の発展に伴い重金属類、残留農薬、揮発性有機化合物、ダイオキシン類、石油等さまざまな無機・有機有害物質による土壌汚染が世界中に広がり、人の健康および生活環境を脅かしている。土壌は水、大気と比べその組成が複雑で存在場所が比較的固定しており、土壌汚染がいったん発生すると、その影響が長期にわたり持続する蓄積性の汚染となり、土壌の有する機能

が損なわれるとともに、水域や生物等他の環境媒体への2次的な汚染源になるおそれがある。したがって、土壌汚染の未然防止および汚染された土壌の早期回復が非常に重要である。

このため米国、オランダ、ドイツ、英国等の欧米諸国では、早くから法律による包括的な対応が図られており、土壌汚染の届出、調査、修復等について義務づけられている。日本でも近年、多様な有害物質による土壌汚染が著しく顕在化してお

*Phytoremediation of Contaminated Soil: Current Status and Perspective

*¹Xiaoju WANG, Mitsuo SUGISAKI (埼玉県環境科学国際センター) Center for Environmental Sciences in Saitama

*²Fayun LI (遼寧大学生命環境科学院) Liaoning University, China

り、土壤汚染に対処する法制度を強化している。1970年に、農用地での特定有害物質による汚染の防止および除去のため、土壤汚染防止法が公布された。この後、「土壤の汚染に係る環境基準」が91年に定められ、またダイオキシン類対策特別措置法が99年に制定された。さらに、2002年5月には土壤の特定有害物質の汚染による措置および人の健康に及ぼす被害の防止に関する措置を定めた土壤汚染対策法が公布され、2003年2月から施行されている。なお、数多くの途上国においては、急激な工業化・都市化が進んでおり、土壤汚染も拡大している。

土壤汚染の顕在化および法制度の強化を背景として、数多くの国で汚染事例の判明件数が増加している。現在米国では、汚染サイトが21.7万カ所あるといわれる。日本では、土壤の汚染に係る環境基準の超過事例が1998年から高い水準で推移している。今後、さらなる浄化対象の増加が予想される。

土壤汚染が判明した場合、汚染物質の除去作業や環境基準を満たすような修復施策が不可欠となる。しかし、汚染土壤の浄化は非常に難しい処理である。これまで主に行われてきた掘削除去や化学物質の抽出作業等、物理化学的な手法には巨額な費用(1件当たり20~30億円)や処分場の用地確保の問題、2次汚染の懸念および土壤の生物・化学的性状の破壊等種々の障害があるため、現在の土壤汚染浄化への適用が限定される。

そこで、低コストの生物環境修復(バイオレメディエーション, Bioremediation)の技術開発が進められた¹⁻⁴⁾。なかでも植物を利用したファイトレメディエーション(Phytoremediation)は、低コストであると同時に太陽エネルギーを使用しているため、CO₂放出などの環境負荷がほとんどなく、汚染土壤の拡散の防止や緑化等に有効であるため、土壤修復技術としてもっとも期待されている⁵⁻⁸⁾。ここでは、ファイトレメディエーション技術の展開、現状と今後の展望について述べる。

2. ファイトレメディエーションの概念、修復機構と発展

2.1 ファイトレメディエーションの概念と特徴

ファイトレメディエーションとは、植物の有害

物質の吸収、蓄積、分解等多様な機能を利用して行う汚染土壤、底質、水等環境媒体の修復・浄化技術である^{7,9)}。ファイトレメディエーションはギリシャ語で「植物」という意味の“phyton”とラテン語で「修復・治療」を意味する“remediation”が合成された言葉である¹⁰⁾。この場合、植物というのは陸生、水生を問わずすべての維管束を持つ独立栄養型生物を指しているが、汚染土壤を浄化する場合に利用された植物はほとんど樹、草、作物のような陸生型緑色植物となっている。

汚染土壤の修復では、表1に示すようにさまざまな技術が使われている。今まで、一般的には掘削除去や化学物質の抽出作業等の物理・化学的方法が実施されている。汚染事例の様態(汚染の規模と濃度、対象物質等)がさまざまであるため、ファイトレメディエーションと物理・化学的手法等の従来技術と定量的に比較し議論することは困難である。このため、表2に示す限られた項目について比較した。

従来の物理・化学的方法は短期間で処理できるメリットはあるが、処理コストが高いこと、エネルギー消費量が大きいこと、また土壤機能の破壊、2次汚染の懸念があり、低濃度・広範囲的な汚染サイトへの対応が困難である。

一方、ファイトレメディエーションは処理時間はかかるが、土壤を掘り返し加熱するためのエネ

表1 汚染土壤浄化技術の分類¹¹⁻¹³⁾

浄化技術分類	技術の種類
原位置浄化 (汚染土壤を掘削せずに土壤中の汚染物質濃度を低下させる技術)	原位置分解：化学的分解・バイオレメディエーション(ファイトレメディエーションを含む)・その他 原位置抽出：土壤ガス吸引・ファイトレメディエーション・その他
掘削除去・処理 (汚染サイトから汚染土壤を掘削除去し、対象汚染物質を分離および分解する技術)	分離処理法：熱脱着・土壤洗浄法・揮発法・その他 分解処理法：バイオレメディエーション(ファイトレメディエーションを含む)・化学的分解・熱分解・その他
安定化 (汚染土壤から有害物質の溶出や拡散を防止するために、対象汚染物質の固化や封込め等の技術)	封込め：原位置封込め・掘削除去後(対象地内/外)封込め(鋼矢板工・遮水工・遮断工等)物理・化学的処理：不溶化・固型化・その他

表 2 土壌汚染処理技術の性能比較

比較項目	ファイトレメディエーション	バイオレメディエーション	物理・化学的手法
対象物質	無機 有機	有機	無機 有機
コスト	安価	安価	高価
外部エネルギー	不要	不要	必要
浄化効率	低い	やや高い	高い
低濃度・広範囲汚染への適応	有効	有効	非効率
土壌性能の維持	しやすい	しやすい	難しい
外部環境の影響	大きい	やや大きい	小さい

ルギー消費等がなく、太陽エネルギーを利用し、植物の生長によって環境汚染物質を低減する修復技術である。このために、CO₂放出等の環境負荷がほとんどないという特徴を持ち、広範囲の土、水、空気の状態の保全、維持（環境悪化の防止）にも有用な緑による環境調和型の技術である。とくに低濃度・広範囲な土壌汚染浄化に適応可能であり、適用範囲が有機性、無機性、放射性汚染物質等非常に幅広いことも利点である。

2.2 ファイトレメディエーションの発展

植物利用による環境浄化は新しいものではない。1920年代には、土壌化学研究者や探鉱者等が金属を蓄積するために植物の機能を利用した¹⁴⁾。日本にはツタで大気を浄化したり、ヨシ林で水を浄化するなど、植物利用法が古くから存在している¹⁵⁾。ただし、ファイトレメディエーションの概念の形成・発展、新しい植物テクノロジーの確立、多様な汚染環境修復への系統的な研究、開発および応用は70年代から発展してきたものである。とくに、湾岸戦争で大量に流出した原油中の重金属類をファイトレメディエーションで浄化する検討が進められてきた¹⁶⁻¹⁸⁾。

約30年前、植物の栽培、収穫および金属高蓄積植物の処理による重金属汚染土壌の計画的な修復が提案された¹⁹⁾。植物利用による土壌中有機汚染物の修復はもっと新しいものである²⁰⁾。筆者らはphytoremediationをキーワードとして、JST(科学技術振興事業団)およびPubMedの科学論文検索

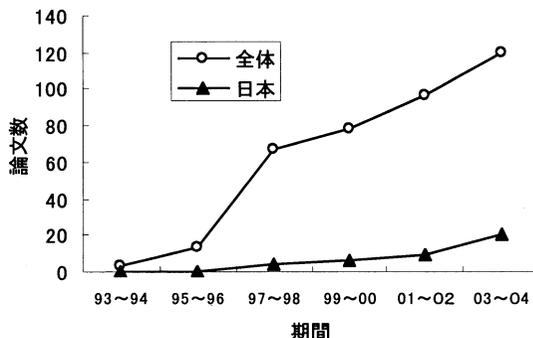


図 1 ファイトレメディエーションをキーワードに含む論文数

(図中03~04年の論文数は04年3月まで)

システムを用いて、世界および日本で発表されたファイトレメディエーションをキーワードとして使った論文数を検索した。図1を示すように、90年代後半から発表論文数は著しく増えてきており、ファイトレメディエーションの研究開発が進展していることが理解される。

現在、環境修復におけるキーテクノロジーの1つとして、ファイトレメディエーションをめぐる世界の動きは活発化している。1998年米国で第3回、99年カナダで第4回ファイトレメディエーション国際会議とワークショップが開催された。他に、EU/COST ACTION 主催の“Phytoremediation 2000-State of the Art in Europe” (クレタ島, 2000年4月)、ISS(国際土壌学会)主催の“SOILREM 2000” (中国, 2000年10月)等がある。また、92年国際環境バイオテクノロジー学会(ISEB)が創立され、96年米国で、98年北アイルランドで、2000年日本で、2002年メキシコで国際環境バイオテクノロジー国際会議を主催し、ファイトレメディエーションに関する分科会等がいくつか行われていた。ファイトレメディエーションの研究開発は米国、カナダ、ヨーロッパを中心に中国や日本、タイ等の諸国でも精力的に進められ、種々のファイトレメディエーションの技術等が世界中で注目されている。

2.3 ファイトレメディエーションの修復機構

ファイトレメディエーションによる汚染土壌の修復機構については、表3に示すように汚染物質の吸収、吸着、固定、代謝、同化、分解等があげられる。以下、重金属等無機性汚染物質および

表3 ファイトレメディエーションによる
土壌浄化機構^{21,22)}

修復機構	説明	対象物質
ファイトエクストラクション (Phytoextraction)	植物の体内に汚染物質の吸収・蓄積	金属、放射性物質、その他
ファイトスタビライゼーション (Phytostabilization)	根及び分泌物による汚染物の吸着・沈殿・固定	金属・有機性汚染物質
ファイトスティミュレーション (Phytostimulation)	根圏微生物の増殖・活性化による汚染物の分解・無害化	有機性汚染物質 (PAH, 石油, TNT 等)
ファイトボラタイリゼーション (Phytovolatilization)	植物による気化・放散・除去	気化金属 (Hg) 等
ファイトトランスフォーメーション (Phytotransformation)	植物体内での分解・転換・無害化	有機性物質
ファイトマイニング (Phytomining)	植物の吸収・濃縮を用いた貴金属等の抽出・精錬	貴金属等

有機性汚染物質の修復機構について説明する。

2.3.1 重金属等無機汚染土壌の修復機構

重金属 (Cd, Hg, Pb, Cr 等) や放射性物質 (Cs, Sr 等) および他の無機汚染物質 (As 等) による汚染土壌のファイトレメディエーションが、主に植物の吸収・蓄積 (ファイトエクストラクション)、根圏での固定 (ファイトスタビライゼーション) および空中への気化・放散 (ファイトボラタイリゼーション) 等の機能によって実現されている (表3)。

(1) ファイトエクストラクション (Phytoextraction)

対象汚染物質に対して高い耐性と蓄積性を持つ植物を利用して、土壌中の重金属等を植物体内に吸収・蓄積すること。これが無機性汚染物の浄化にもっとも利用されている。

ファイトエクストラクションの過程については、以下のように説明される。すなわち、植物根から分泌される重金属還元酵素等が、土壌粒子に捕捉されている重金属を可溶化する。可溶化された重金属は植物根中に取り込まれる。その後、そのままの形態あるいはキレート化合物として根中に蓄積されるか、植物上部の茎葉組織に輸送される²²⁾。取り込む機構としては、各種重金属特有の

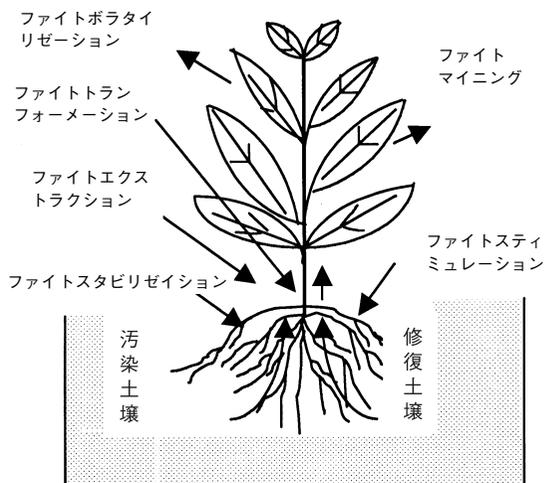


図2 ファイトレメディエーションによる汚染土壌の浄化機構

イオンチャンネルや重金属輸送たんぱく質等の存在と利用が推定されている²³⁾ (図2参照)。

しかし、普通の植物では有害な重金属等を体内に多く取り込むことができない。一般的に、ファイトレメディエーションに利用できる植物としては以下の特性を持つことが理想である^{24,25)}。

- ① 土壌中の重金属の濃度が低い場合にも、植物は多く蓄積することができる
- ② 重金属に対して高い耐性および高い蓄積能力を持つ
- ③ さまざまな重金属を集積する能力がある
- ④ 成長が速く、生物量が多い
- ⑤ 病虫害に対して、高い耐性がある

汚染土壌の実用的な修復技術としては、重金属高蓄積植物 (hyperaccumulating plants) の選択と育成がとくに重要である。重金属高蓄積植物は大量の重金属を植物体内で蓄積、輸送ができ、毒性に耐性を有する特殊な機能を持つ植物である¹⁾。例としては、鉛に対して高い集積能力がある草類 (*Brassica juncea* L. 等) は自重 (乾重) の1.5%の高濃度の鉛を集積することができる^{16,25)}

植物が重金属を土壌濃度の何十倍、何百倍の濃度に濃縮した場合は、その植物を刈り取るにより汚染物質の除去ができる。また、濃縮した重金属を抽出あるいは回収することも可能であり、その資源の再利用が可能である。これはファイトマイニングとも呼ばれている。

(2) ファイトスタビリゼーション (Phytostabilization)

植物を汚染土壌に植えた後、植物根およびその分泌物上に土壌中の汚染物質を吸着・沈殿させることによって、土壌中の重金属のバイオアベイラビリティ (Bioavailability) や毒性が低下し、土壌から溶脱しにくくなり、土壌中での移動、溶出、地下水への進入を防止するものである。そのメカニズムについては根からの分泌物質による金属イオンの吸着、安定な金属配位化合物の形成、植物体内のリグニンによる捕捉等が考えられている²⁶⁾。この機能は、主に浄化後の土壌の保全策、また埋立地等からの有害物質漏出の防止策等に適用していると考えられている。

(3) ファイトボラタイリゼーション (Phytovolatilization)

植物が土壌から吸収した汚染物を体内で気体物質に変化させ、無害化した物質として大気中に排出することである。これは揮発性汚染物質に適応されると考えている。たとえば、揮発態のセレン (Se) がゲンゲ属 (*Astragalus bisulcatus*) 等の植物から排出される結果が報告されている^{27, 28)}。また、セレンと同様に水銀に対するファイトボラタイリゼーションも期待されている²⁹⁾。

2.3.2 有機物汚染土壌の修復機構

有機物汚染土壌のファイトレメディエーションは、主に植物による汚染物の吸収・蓄積 (ファイトエクストラクション)、植物体内での分解・転換 (ファイトトランスフォーメーション) および植物根から分泌されたさまざまな分解酵素と根圏の微生物の増殖および活性化 (ファイトスティミュレーション) により、土壌中の有機汚染物を分解・除去させることである。

(1) 有機汚染物質のファイトエクストラクションとファイトトランスフォーメーション

植物が有機汚染物を直接に吸収し、有機物を体内に取り込んで、その後代謝や分解あるいは気化が行われることである。植物による有機汚染物質の吸収は、重金属の場合と類似しており、対象物質の有効性、吸収メカニズムおよび利用植物の特徴によって大きな差異がある。

中程度の疎水性有機化合物 (塩素系有機溶媒、低級脂肪酸等) について、植物による吸収・除去の

可能性が示唆されている²³⁾。疎水性が高い有機汚染物は、植物根細胞壁の透過が困難であり、また土壌粒子に強固に吸着されているため、吸収が困難と考えられている。

農薬や殺虫剤が植物に吸収されることが確認されている^{1, 20)}。また Puri らの研究では、ヘキサソに溶かした異性体組成のわかった PCB を土壌に添加し、この汚染土壌に植えたオオムギやトマト体内の PCB を分析し、植物が PCB を吸収することが明らかになった³⁰⁾。

(2) 有機汚染物質のファイトスティミュレーション

生長中の植物根は、その根圏土壌中の微生物の増殖および活性を促進する。これは Phytoremediation ex planta と呼ばれている¹⁾。根圏土壌中の微生物数は根圏以外の土壌中の微生物数と比べ、非常に多いことが知られている⁷⁾。これによって、土壌中の有機性有害物質の分解を促進することができると考えられる。根圏の微生物数が増える理由としては、植物から分泌する物質が微生物にとって栄養源になることが考えられている。また、植物が根圏土壌中に酸素を供給するため、有機汚染物に対して好気性の分解を促進することも考えられている³¹⁾。

さらに、植物からは多様な分解酵素 (エステラーゼ、チトクローム P450, アミダーゼ等) が分泌されるが、これらの酵素の働きによる TNT, トリクロロエチレン, PAHs, PCB 等難分解性有機汚染物の分解があげられる^{10, 20, 32)}。

表 4 ファイトレメディエーションによる処理可能な物質

無機化合物		有機化合物	
金属	B, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se	塩素物	TCE, PCE, PCB, ビレン, MTBE 等
放射物	Cs, U, ³ H, Sr	爆発物	DNT, TNT, RDX 等
その他	As, ClO ₄ , F, Na, NH ₄ , NO ₃ , PO ₄	石油系炭水化合物	BTEX, TPH 等
		木材防腐剤	PCP, PAHs 等
		農薬・殺虫剤	アトラジン, ベンタゾン, DDT, 2,4-T 等

3. ファイトレメディエーションの研究応用状況

ファイトレメディエーションの歴史は短いですが、米国をはじめヨーロッパ、日本、カナダ、中国等で盛んに研究開発が行われており、その一部が実用化されている。これには多くの民間企業が参入しているのみならず、政府、大学、研究機関も関わっている^{2,33)}。

現在、ファイトレメディエーションによる修復対象とする有害物質は、重金属、半金属元素(As等)、石油系炭化水素化合物、農薬、爆薬、塩素系溶媒等が確認されている(表4)。

3.1 無機物汚染土壌のファイトレメディエーションの現状

無機汚染物質、とくに重金属類のファイトレメディエーションは、植物に備わった耐性、吸収・蓄積能力を用いたもっとも成功した浄化例として認められている。現在、Cd, Cr, Ni, Pb, Hg, Cu, Fe, Co等重金属、U, Cs等放射性物質およびホウ素、ヒ素等の無機物が修復の対象となっている。とくに1980年代から、重金属高蓄積植物に関する研究が活発に行われてきた。

重金属高蓄積植物は組織内で普通の非蓄積性植物より100倍以上の蓄積能力がある植物種と定義され、これらの植物体内の重金属濃度はHgの場合で10ppm, Cdは100ppm, Co, Cr, Cu, Pbは1,000ppm, Zn, Niは10,000ppm以上になるとのことである⁴⁾。現在、少なくとも45科約400種の重金属高蓄積植物が報告されている。例として、重金属高蓄積植物およびその蓄積能力を表5に示した。これらの多くの利用は、すでに米国で事業化されている³³⁾。

新しい発見は近年も続いている。たとえば、フロリダ大学のMa博士の研究グループは、効率的

にヒ素を吸収するシダの一種およびその効率的な吸収方法を発見した。実験によると、学名をポテリス・ビタータ(*Pteris vitatta*)というシダの一種では組織内のヒ素の濃度が汚染土壌の200倍ほど高かった。シダの葉中のヒ素濃度は20,000ppm以上にもなることがある。さらに、シダはヒ素濃度がきわめて低い土壌からでも吸収して、組織内に蓄積できることがわかった。シダがヒ素を蓄積する原因はまだ明らかにされていないが、シダがヒ素の吸収、組織内の分散、解毒に関する機構の研究が続けられている^{33,34)}。

放射性物質のファイトレメディエーションについても、アブラナ科、アカザ科の植物、ヤナギ、ヒマワリ、トウモロコシを用いて実験が行われている。アカザ科の植物やその近縁種がCsに対する吸収特性が高いことが確認されている^{2,10)}。植物の重金属や放射性物質の蓄積メカニズム等は、まだよくわかっていないが、取り込まれた重金属イオン等が細胞内のファイトキレチン、リンゴ酸、クエン酸、ヒスチジンなどとキレート化合物を形成し、無毒化・蓄積されると考えられている。

3.2 有機物汚染土壌のファイトレメディエーションの現状

植物栽培による外来性有機汚染物質の分解についても、とくに80年代から種々の研究がなされている。現在、ファイトステイミュレーションによる汚染土壌修復は、農薬、TCE、石油、TNT、PAHs、PCP、PCBsなど多くの有機汚染物に対して有効であることが、さまざまな実験室での実験やフィールド試験から確認されており^{5,20)}、米国やヨーロッパで事業化が進んでいる²⁾。

有機物汚染土壌のファイトレメディエーションについては、比較的古くからイネによるパラチオンの分解³⁵⁾、カヤツリグサ科の*Cyperus esculentus*等によるTNT等の分解¹⁰⁾が知られている。近年、農薬、石油系炭化水素化合物、TCE等汚染物質の修復には、草本や木本植物を利用する修復が多く研究されている。PCB、DDT、ダイオキシン類等難分解性化合物について、植物は一般に分解能力がないとされているが、ある植物(クワ、リンゴ、ニセアカシア等)の根がPCB分解菌の成長を促進するフェノール化合物を分泌することが見出されている^{20,36,37)}。FletcherとHedge³⁶⁾はフェノール

表5 重金属高濃度濃縮植物種および蓄積能力

植物種	金属	蓄積濃度(ppm)
<i>Thlaspi caerulescens</i>	Zn, Cd	51,600, 18,000 ²³⁾
<i>Ipomea alpina</i>	Cu	12,300 ²³⁾
<i>Haumaniastrum robertii</i>	Co	10,200 ²³⁾
<i>Astragalus racemosus</i>	Se	14,900 ⁴⁾
<i>macadamia neurophylla</i>	Mn	51,800 ²³⁾
<i>Psychotria douarrei</i>	Ni	47,500 ²³⁾
<i>Thlaspi rotundifolium</i>	Pb	8,200 ²³⁾

表 6 ファイトレメディエーションによる有機汚染土壌修復の適用・研究事例

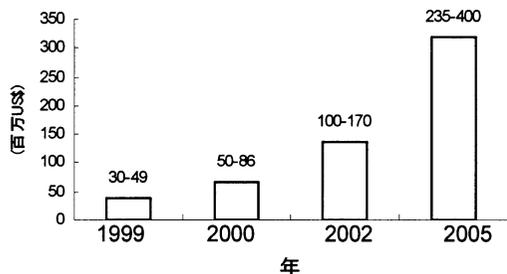
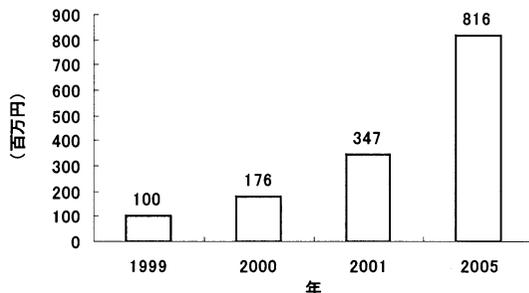
対象物質	植 物	試験規模(地点)	結果概要・参考文献
石油(PAH)	クロバー	野外修復(米国)	明らかに分解効果があった ³⁸⁾
ディーゼル油 原油	イタリアンライグラス, フェスキュ	ポット試験 (米国)	ディーゼル油および原油土壌の修復率は対象標準のそれぞれ207および209%を示した ³⁹⁾
木材防腐剤(PCP, PAH)	ベレニアルライグラス	温室試験(米国)	栽培区は64日間でPCPが57%, PAHが90%減少し, 対照区より顕著に高かったが, 258日後栽培区と対照区は有意差がなかった ⁴⁰⁾
石油(PAH)	トウモロコシ 白色クローバ	野外修復 (イタリア)	汚染サイト内の作物の中にトウモロコシと白色クローバの浄化能力は最高となった ⁴¹⁾ 。
PCB TNT ピレン	イネ科・マメ科植物(リードカナリーグラス, スイッチグラス, トールフェスク, メドハギ等)	温室試験(米国)	6ヶ月後PCBの減少率はリードカナリーグラス, スイッチグラスとレンリソウ属による49%; トールフェスク, キビ属とメドハギによる36%であって, TNT, ピレンは植栽無しを含め, 97%以上になった ⁴²⁾
TNT	メドープロムグラス, ハルガヤ, ベレニアルライグラス	実験室(米国)	白色腐朽菌を接種したメドープロムグラスはTNTレベルを対照地の30%まで低下させた ⁴³⁾
PAH	ライグラス	ポット試験 (フランス)	根圏での生物分解による36~66%のPAHが消失した。VA菌接菌の接種によって分解の促進が可能である ⁴⁴⁾
石油系化合物	バミューダグラス, トールフェスク, ホワイトクローバ	フィールド実験 (米国)	植生区は24カ月でTPHが40%以上, フルオレンが58~100%減少し, 対照区より顕著に高かった ⁷⁾
石油系化合物	バミューダグラス, トールフェスク	温室試験(米国)	無機施肥による浄化効果の促進効果を示した ⁴⁵⁾
ディーゼル油	ベレニアルライグラス	実験室(ニュージーランド)	102日間でのTPH減少率は, グラス栽培処理は約60%, 対照より著しい高かった ⁴⁶⁾
除草剤(アトラジン, シマジン, ベンタゾン)	トウモロコシ, アルファルファ	実験室, 温室 (日本)	除草剤類を添加した土壌ではトウモロコシの生育に伴い濃度が減少した。根圏の土壌微生物数は周辺土壌および栽培前に比べて大幅に増加した ⁴⁷⁾

を分泌する17種類の植物をスクリーニングしており、環境修復への実際の利用が期待されている。また、植物の根から分泌されるさまざまな有機物質分解酵素の利用や、ダイオキシン類等有機汚染物質の分解能力を持つ微生物の接種等による、浄化効果の向上に関する研究が注目されている。

表6には近年の研究例として、利用した植物、浄化対象物質および浄化効果を示した。ファイトレメディエーションによる有機汚染物質の汚染サイト修復の実際の応用は現在初期の段階にあり、その浄化効果および応用レベルは重金属の浄化に比べてまだ低い。

筆者らの研究グループでは、有機汚染物質を分解する有用微生物を用いて、有用植物—微生物複合浄化システムを構築し、植物根の生長の促進と

根圏機能の強化および有用微生物の増殖を促進させることによって、広範囲また複合的な汚染土壌に対応する修復技術に関する研究を行っている。環境基準を超えたDXN汚染土壌を用いたポット試験を行った。ベレニアルライグラス(*Lolium perenne*)、イタリアライグラス(*Lolium multiflorum*)、ライ麦(*Secale cereale L.*)等植物を汚染土壌に植え、有用微生物の接種により、植物の根重および土壌微生物数が著しく増加し、4カ月間培養後土壌中ダイオキシン類の濃度が15~40%が除去された。今後、これらの複合浄化システムの適応条件、修復機構の解明、新たなシステムの構築、さまざまな汚染現場での適用および広域的土壌汚染の処理技術の実用化に向けて研究を進めることとしている。

図3 米国のファイトレメディエーションの市場予測²²⁾図4 日本のファイトレメディエーション市場予測³³⁾

4. 今後の展望

ファイトレメディエーションは技術としてはまだ発展の初期段階であり、修復対象汚染物質および適用植物種の範囲の拡大、処理能力の向上が必要であるものの、大きな発展性を有すると考えられる。ファイトレメディエーションが米国やヨーロッパ等で注目される大きな理由の1つは、低い修復コストである。従来の物理・化学的方法による汚染土壌の修復コストは、平均で1つの汚染地域に1,600~2,500万ドルの巨額の費用が必要である。米国ではCERCLA法(包括的環境対処補償責任法)を制定してから約20年経ったにもかかわらず、実際には汚染土壌の修復はほとんど進展していなかった。その最大の理由は、汚染土壌の修復には巨額の費用がかかることである。その後、米国では汚染土壌の修復を徹底するために経済合理性を重視する方向に方針が転換され、微生物や植物等生物利用による環境修復の技術の研究開発が進められた。中でも、植物を利用したファイトレメディエーションは、社会の同意が得やすい自然な浄化プロセス(Natural processes)といわれ、注目されている。

現在、世界のファイトレメディエーションは科学技術としての成長だけでなく、産業としても成長している^{22,33)}。米国でのファイトレメディエーションの市場総額は1999年には30~49百万ドル、2000年には50~86百万ドル、2002年には100~170百万ドルであり、2005年にはほぼ2000年の5倍に成長し、235~400百万ドルになると見積もられている(図3)。

日本の土壌環境汚染対策技術の現状をみると、最終処分場の不足といった課題があり、汚染土壌

をオンサイトかつ低コストで処理するための技術開発を強化することが重要であると考えられる。また、土壌対策法の導入を契機に土壌汚染の浄化ケースが増大することになり、より安価なコストで短期間に処理できることが一層重要となる。さらに、広範囲にわたり微量に存在する有害化学物質汚染の処理は、物理・化学的処理など従来技術の対応が困難である。このように考えると、ファイトレメディエーションは日本でも将来性を有望視されている。1999年の日本市場は1億円とみられており、2005年には約8億円になるとみなされる(図4)。また、このまま成長すると仮定として、2020年には約250億円規模になると予測されている³³⁾。

現在、ファイトレメディエーションについての研究は主に米国、カナダ、ヨーロッパで行われている。しかし、ファイトレメディエーションの国際市場を考えると、ロシア、アジアやラテンアメリカの多く国で不適正な埋立てによるごみと排水の処理が行われているため、大きな修復市場があるとみられている。今後の土壌浄化技術にはファイトレメディエーションが重要な役割を占め、これには国際間の協力が必要不可欠である。また、日本においてファイトレメディエーションの事業化のためには、米国やヨーロッパ等諸国での研究開発等を参考として、日本の環境に適した技術導入が必要と考えられる。今後、日本におけるファイトレメディエーション研究開発および事業化の推進の展開が期待される。

これまでの研究および将来のニーズに基づいて考察すると、ファイトレメディエーションに関する主要な課題は以下のように考えられる。

- ① 植物の重金属を高度に蓄積するメカニズムについての研究および重金属に対して高濃度蓄積能を持つ植物の開発(ここでは、遺伝子組換え技術を利用し、重金属耐性植物の育成が今後の重要な課題である。また、根については微生物によって可溶化された重金属を吸収し茎葉部へ輸送する重要な役割があり、今後は重金属の複合汚染土壌やPCB等有機汚染土壌における根の吸収性、分解性の解明が期待される)
- ② 植物における汚染物質の修復能力と環境条件の関係
- ③ 有用植物と有用微生物の組合せシステムの構築等による効率的な汚染土壌修復技術の確立
- ④ ファイトレメディエーションの修復過程および汚染物の分解に関する数学的モデルの構築やリスクアセスメントに関する研究
(本稿は埼玉県環境科学国際センター報第3号(2003)に掲載された「ファイトレメディエーションによる汚染土壌修復」を基に整理したものである)。

— 文 献 —

- 1) Salt, D. E., Smith, R. D. and Raskin, I.: Phytoremediation, *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Bio.*, 49, 643-68, 1998
- 2) Lelie, A. V. D., Schwitzguebel, J. P., Glass, D. J., Vangronsveld, J. and Baker, A. A.: Assessing phytoremediation progress in the United States and Europe, *Environ. Sci. Technol.*, 35 (21), pp. 446-452, 2001
- 3) In situ remediation of contaminated soil by plants "PHYTOREM" web site (<http://www.ensaia.u-nancy.fr/Recherche/solenviro/phytorem.htm>)
- 4) Lasat, M. M.: Phytoextraction of toxic metals: a review of biological mechanisms, *J. Environ. Qual.*, 31, pp. 109-120, 2002
- 5) Anderson, T. A.: Bioremediation in the rhizosphere, *Environmental Science and Technology*, 27 (13), pp. 2630-2635, 1993
- 6) Cunningham, S. D. and Berti, W. R.: Phytoremediation of contaminated soils: Progress and Promise. 205th National Meeting, American Chemical Society, pp. 265-268, 1993
- 7) Fiorenza, S., Oubre, C. L. and Ward, C. H.: Phytoremediation of Hydrocarbon-contaminated Soil, CRC Press LLC, 2000
- 8) Li, F. Y. and Zang, S. L.: Bioremediation of contaminated soil, *Chinese Journal of Ecology*, (1), pp. 35-39, 2003
- 9) Adam, G. and Duncan, H.: influence of diesel fuel on seed germination, *Environmental Pollution*, 120, pp. 363-370, 2002
- 10) 吉原利一, 後藤文之, 増田太郎: 植物による環境修復(1) —現状と遺伝子工学の適用に関する調査, 電力中央研究所我孫子研究所報告, U00022, 1-36, 2000
- 11) 内藤克彦: 土壌汚染対策法について, *環境研究*, 127, pp. 28-39, 2002
- 12) 佐藤男也: 土壌汚染の顕在化と対策, *環境研究*, 122, pp. 96-103, 2001
- 13) JFEの環境ソリューションホームページ(<http://e-solution.jfe-holdings.co.jp/kankyo-q/q3-1.html>)
- 14) Hawkes, H. E., and Webb, J. S.: *Geochemistry in Mineral Exploration*, Harper and Row, 1962
- 15) 森川弘道: ファイトレメディエーションによる環境保全・修復の新展開, *環境科学情報*, 31-1, pp. 30-36, 2002
- 16) Kumar, P. B., Dushenkov, A. N. and Motto, H.: Phytoremediation: the use of plants to remove heavy metals from soils, *Environ. Sci. Technol.*, 29 (5), pp. 1232-1238, 1995
- 17) Radwan, S.: Oil biodegradation around roots, *Nature*, 376 (27), 302, 1995
- 18) 土肥哲哉: Phytoremediation? 植物根の意外な可能性について, 根の研究, 134-136, 1997
- 19) Utsunomiya, T.: Japanese patent Application Publication, Kokai: 57-190, Application number 55-72959, 1980
- 20) Alkorta, I. And Garbisu, C.: Phytoremediation of organic contaminants in soils, *Bioresource Technology*, 79, 273-276, 2001
- 21) 孔繁翔, 尹大強, 嚴国安: 環境生物学, 高等教育出版社, pp. 361-367, 2000
- 22) Glass, D. J.: U. S. and International Markets for Phytoremediation, 1999-2000, D. Glass Associates, Inc., Needham, Massachusetts, U. S. A., 1999
- 23) 高野博幸, 丸田俊久: Phytoremediation: 植物利用による環境修復技術, 太平洋セメント研究報告, 138, pp. 73-80, 2000
- 24) Watanabe, M. E.: Phytoremediation on the brink of commercialization, *Environ. Sci. Technol.*, 31 (4), pp. 182-186, 1997
- 25) Doloress, G., Nikolai, V. B. and Ludmyla, G. B.: Use of plant roots for phytoremediation and molecular farming, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 96 (11), pp. 5973-5977, 1999
- 26) Cuninghame, S. D.: Phytoremediation of contaminated soil: Trend in Biotechnology, 13 (9), pp. 393-397, 1995
- 27) Evans, C. S., Asher, C. J. and Johnson, C. M.: Isolation of dimethyl diselenide and other volatile selenium compounds from *Astragalus racemosus* (Pursh), *Aust. J. Biol. Sci.* 21, pp. 13-20, 1968
- 28) Terry, N. and Zayed, A.: Phytoremediation of selenium, in *Environmental Chemistry of Selenium*, edited by William T. Frankenberger, Jr. and Richard, A. E. and Marcel Dekker, Inc., New York, pp. 633-655, 1998
- 29) Martin, A.: Biodegradation and bioremediation, Academic Press, pp. 377-391, 1999
- 30) Puri, R. K., Ye, Q. P., Shubender, K., William, R. L. and Puri, V.: Plant uptake and metabolism of polychlorinated biphenyls (PCBs), *Plants for environmental studies*, CRC Press, 1997
- 31) Walton, B. T. and Anderson, T. A.: Plant-microbe treatment systems for toxic waste, *Current Opions in Biotechnology*, 3, pp. 267-270, 1992

- 32) Cookson, J. R.: Phytoremediation engineering: Design and application, McGraw-Hill, Inco., New York, 1995
- 33) 月刊エコインダストリー編集部, フェイトレメディエーション市場, 月刊エコインダストリー, 6 (5), pp. 40~45, 2001
- 34) Ma, L. Q., Komar, K.M., Tu, C., Zhang, W., Cai, Y. and Kenelley, E. D.: A fern that hyperaccumulates arsenic, *Nature*, 409, 579, 2001
- 35) Redd, B. R. and Sethunathan, N.: Mineralization of parathion in the rice rhizosphere, *Appl. Environ. Microbiol.*, 45, pp. 826~829, 1983
- 36) Fletcher, J. S. and Hedge, R. S.: Release of phenols by perennial plant roots and their potential importance in bioremediation. *Chemosphere* 31, pp. 3000~3016, 1995
- 37) 日本土壤肥科学会: 植物と微生物による環境修復, 博友社, 2000
- 38) Banks, M. K., S. Pekarek, K. Rathbone and A. P. Schwab.: Phytoremediation of petroleum contaminated soils: Field assessment., In: Hinchee, R. E. et al. (eds.), 4th Battelle Memorial Institute in situ and on-site bioremediation international symposium (New Orleans, April 28-May 1), Vol 3, pp. 305~308, 1997
- 39) Reynolds, C. M., Koenen, B. A., Carnahan, J. B., Walworth, J. L. and Bhunia, P.: Rhizosphere and nutrient effects on remediating subarctic soils, *In Situ On-Site Bioremediat*, 4 (1), pp. 297~302, 1997
- 40) Ferro, A., Kennedy, J. and Knight, D.: Greenhouse-scale evaluation of phytoremediation for soils contaminated with wood preservatives, *In Situ and in-site Bioremediation*, 4 (3), pp. 309~314, 1997
- 41) Porta, A., Filliat, N. and Plata, N.: Phytotoxicity and phytoremediation studies in soils polluted by weathered oil, *Phytoremediation Innov Strateg. Spec. Remedial Appl.*, pp. 51~55, 1999
- 42) Dzantor, E. K., Chekol, T., and Vough, L. R.: Feasibility of using forage grasses and legumes for phytoremediation of organic pollutants, *J. Environ. Sci. Health Part A*, 35 (9), pp. 1645~1661, 2000
- 43) Siciliano, S. D. and Greer, C. W.: Plant-bacterial combinations to phytoremediate soil contaminated with high concentrations of 2,4,6-Trinitrotoluene, *J. Environ. Qual.* 29, pp. 311~316, 1999
- 44) Binet, P., Portal, J. M., and Leyval, C.: Fate of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the rhizosphere and mycorrhizosphere of ryegrass, *Plant Soil*, 227 (1/2) pp. 207~213, 2000
- 45) Hutchinson, S. L., Banks, M. K. and Schwab, A. P.: Phytoremediation of aged petroleum sludge: Effect of inorganic fertilizer, *J. Environ. Qual.* 30, pp. 395~403, 2001
- 46) Hou, F. S. L., Mike, M. W., Leung, D. W. M. and Macpherson, D. J.: Variations in phytoremediation performance with diesel-contaminated soil, *Environ. Technology*, 22, pp. 215~222, 2001
- 47) 石崎紘三, 横田祐司, 星野保, 奥谷猛: 土壤汚染物質の植生による高度処理技術に関する研究, 環境保全研究成果集, 2001 (2), 47. 1-47. 31, 2003