

土壌の汚染と浄化の問題

岡崎 正規*

Soil Pollution and its Rehabilitation

Masanori OKAZAKI*

*Graduate School of Bio-Applications and System Engineering, Tokyo University of Agriculture and Technology, 2-24-16, Nakacho, Koganei, Tokyo 184-8588 Japan

緒 言

コーデックス (CCFAC) 部会 (FAO/WHO の下部機関) による玄米中のカドミウム濃度の最大基準値が 0.2 mg kg^{-1} に決定しようとしている¹⁾。我が国の「農用地の土壌の汚染防止等に関する法律」では、玄米 1 mg kg^{-1} がカドミウムの基準値である。1979~1998 年に実施された全国 37,250 カ所におけるカドミウム濃度調査の平均値は、 0.06 mg kg^{-1} で、3.3% (1244 カ所) の玄米が 0.2 mg kg^{-1} を超えた (浅見, 2001a)。この結果からすれば、我が国の水田面積は、2,679 千 ha であるので、汚染米が生産されるあるいはその恐れのある面積は、88 千 ha となる。現在、汚染地域に指定されている面積 (主として水田) は、6,266 ha であるが、その 14 倍の面積が新たに汚染地域に指定される可能性があることになる。土壌の汚染と浄化の問題は、再び関心を引き起こしている。

1980 年に米国で環境汚染の修復を義務づけて制定された「スーパーファンド法」(The Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act: CERCLA) は、廃棄物の処分に関する規制ばかりでなく、有害物質によって汚染を引き起こした者の責任を明確にさせ、有害物質の除去を義務付けるとともに、浄化に関わる費用の負担は、幅広く、土地を担保に融資した銀行も責任を分担することもある。CERCLA は 1986 年に改訂され、The Superfund Amendments and Reauthorization Act (SARA) となり、一層強化され、汚染地を浄化するための永久的な修復を謳っている。米国ばかりでなく、欧州においても汚染の除去については、より強力な法整備を行っている (安田火災海上保険・安田総合研究所, 1996)。

土壌中での物質移動は、土壌物理学の最大の関心事の一つである。あらゆる物質について土壌中での移動・存

在量に偏りが生じれば、「汚染」と呼ばれる現象となる。土壌は、その他の環境構成要素に比べて、汚染物質を吸着し、長期間にわたって保持・蓄積する特徴を持つ。したがって、ひとたび土壌が汚染されると、汚染が長期にわたることになる。もちろん、汚染が発生したときには、汚染を取り除く努力がなされているが、多くの場合、除染 (修復) は極めて困難であり、除染技術ばかりでなく、多大の経費、時間を必要とする。

1. 土壌の汚染

(1) 農用地の土壌の汚染防止等に関する法律

土壌の汚染に関する汚染物質としては、なんと言っても、毒性の強さ、影響の大きさ・面積、長期にわたる影響の深刻さから重金属と農薬が挙げられる。明治以降の急速な近代化に伴って、有害金属による土壌汚染が渡良瀬川流域に認められていたが、国は富国強兵政策の下に汚染そのものを圧殺した。1960 年代の高度経済成長期において様々な有害金属の生産量および使用量の急増によって日本各地に土壌汚染が引き起こされた。1968 年に、国は、神通川流域に発生していたイタイタイ病の原因物質がカドミウムであること、また水俣病を有機水銀による公害病であることを公式に認めた。こうした背景のもと、1970 年に「農用地の土壌の汚染防止等に関する法律」が制定された。この法律は、「土壌汚染防止法」と呼ばれることもあるが、農用地 (主として水田) に限定され、特定有害物質としては、カドミウム、銅、ヒ素およびそれらの化合物に限定されたものであることを認識しなければならない。PCB、ハロゲン化炭化水素などによる土壌あるいは地下水汚染が見出され、「農用地の土壌の汚染防止等に関する法律」の範囲内では収まらない汚染が顕在化し、1991 年によりやく「土壌の汚染に係る環境基準」が定められ、一部改正を加えながら、今日に至っている (環境省, 2001)。大気および水質に

* 東京農工大学大学院生物システム応用科学研究所 〒184-8588 小金井市中町 2-24-16

関する環境基準よりも「土壌の汚染に係る環境基準」が約20年も遅れたことの意味を十分考える必要がある。

「農用地の土壌の汚染防止等に関する法律」に基づいた特定有害物質による農用地の土壌の汚染面積は、渡良瀬川地域のように、銅ばかりでなくカドミウムによっても汚染されている地域（重複汚染地域）が存在しているが、カドミウムによって汚染された地域は、全指定地域の97.6%を占めている点も、わが国の土壌汚染の特徴として注目に値する。

土壌汚染を引き起こす汚染物質は、重金属、農薬ばかりでなく、ハロゲン化炭化水素、ベンゼン、セレン、フッ素、ホウ素など多岐にわたり、これら汚染物質の土壌中での吸着、脱着反応が土壌中での移動を決定する。

(2) 土壌中における重金属の移動

いもち病の特効薬として用いられた酢酸フェニル水銀は、農薬であるが、水銀を含むため、重金属として取り上げる。酢酸フェニル水銀は、1968年に散布が禁止され、1974年に全面的に禁止されたが、散布用、種子消毒用として水田に用いられ、1953年から1972年までに日本全国で2,324.7tが水田に投入されたと見積もられている（岡崎，1993）。わが国の玄米中の平均水銀濃度が0.013 mg/kg（濃度範囲：ND~0.17 mg/kg）で、他の国の平均水銀濃度より高い原因と考えられている（環境庁，1974）。しかし、投入された水銀に対して、土壌中の総水銀濃度が0.29 mg/kg（濃度範囲：ND~5.36 mg/kg）で、それほど高くないのは、水稲栽培期間を除いた酸化的な土壌条件下で水銀が揮散するためであると考えられる。また、水田土壌中の水銀濃度が高くても玄米中の水銀濃度が高くないのは、湛水期間中に水銀は硫化水銀（HgS）のような形態で存在し、水稲に吸収されにくいためであろうと言われている。水稲体内に吸収された水銀は、茎葉部には保持されず、玄米に移行していくことが知られている。酢酸フェニル水銀を水田作土10 cmに均質に混合して水稲作付け、6カ月後に分析した結果、水銀は90%が無機化し、表層4 cmのフェニル水銀残量は8%で、水銀は表層10 cmに留まり、下方に浸透していなかった。

カドミウムの土壌中での移動は、精力的に研究が進められており、カドミウムの粘土鉱物（伊藤・飯村，1974；和田，1981）、鉄・アルミニウム水和酸化物（Forbes *et al.*, 1976）、腐植（武永・麻生，1975）への吸着、汚染土壌中でのカドミウムの存在形態（浅見ら，1986）、汚染土壌からのカドミウムの溶出（亀井・渡辺，1974）、水稲によるカドミウムの吸収（Homma and Hirata, 1978）などが明らかにされている。

土壌中における重金属の挙動に関しては、すでに多く

の研究成果が発表されており、岡崎（1987）、福井（1993）などによって概説がなされている。重金属イオンの土壌への吸着・脱着を解析する際には、波多野（1993）が指摘しているように、吸着した重金属イオンが時間とともに形態変化し、脱着する反応および反応速度が変化することもあり、単純なモデルの適用を困難にしている。

(3) 土壌中における農薬の移動

現在、わが国で登録されている農薬は約400種類である。農薬の土壌中での残留、環境中での移動の予測は、農薬濃度が極めて低い状態を想定しており、農薬の分配は化学平衡によって表現されている。金澤（1971）は、ファグシーモデルを用いて算出したモデル環境中での使用農薬の分布率を示し、土壌への農薬分布率が、殺虫剤では、0.04~17.1%、殺菌剤では、0.001~7.0%、除草剤では、0.05~17.1%であり、水への農薬分布率が、それぞれ、0.02~99.8%、0.3~98.7%、0.01~97.1%であるのに比べて低い値であることを示した。農薬として利用されている化学物質の約70種は、内分泌攪乱作用を持つと疑われている。環境中での分布率の高い水環境中での外因性内分泌攪乱化学物質（いわゆる環境ホルモン）の移動を急ぎ明らかにする必要がある。

(4) 土壌中におけるハロゲン化脂肪族化合物・PCB・ダイオキシン類の移動

半導体関連企業における精密機械部品の洗浄やドライクリーニングに使用されているトリクロロエチレン（TCE）やテトラクロロエチレン（PCE）などのハロゲン化脂肪族化合物は、水に難溶性で、一般的に土壌には吸着しにくく、水よりも比重が大きいため、地下水とともに土壌中を浸透・移動する。土壌中の有機物とTCEやPCEとの吸着・脱着反応が調べられている（宮下，2001）。

ポリ塩化ビフェニル（PCB）は、理論的には、209種類の同族体の混合物であり、化学的に非常に安定で、電気絶縁性に優れているために、コンデンサや変圧器の絶縁油などに使用されてきた（金原，2000）。わが国では、1968年のカネミ油症事件などを契機として、1972年に製造が中止され、1974年に使用禁止となっている。土壌に吸着したPCBは、分解されにくく、安定して存在している。

ダイオキシン（ポリ塩化ダイベンゾダイオキシン（PCDDs））およびこれと構造が非常に類似しているコプラナーPCB（コプラナーポリ塩化ビフェニル）、ジベンゾフラン（ポリ塩化ジベンゾフラン（PCDFs））を一般にダイオキシン類と呼ぶ（高山，1998）。ダイオキシン類は、大きく分けて、3経路で生成される。一つは、有

機塩素化合物の製造過程の副産物として生成される。二つ目の経路は、塩素系漂白剤の使用に伴う塩素置換反応によって生成する。三つ目の経路は、多くの燃焼の過程で生成する（脇本，1999）。生成されたダイオキシン類には、222種類の同族体があり、毒性はそれぞれ異なる。最も毒性の強い2,3,7,8-四塩化ジベンゾパラダイオキシン（TCDD）の毒性を基準にしてTEFとして表す。また、環境中のダイオキシン量は、それぞれのダイオキシン同族体量にTEFを乗じて、2,3,7,8-TCDD毒性等価量（TEQ）で示す。わが国の農耕地土壌のダイオキシン環境基準値（指針値）は、10 pg TEQ/gで、水田土壌の平均ダイオキシン濃度は、120 pg TEQ/gという高濃度である。水田土壌における高濃度のダイオキシンの存在は、除草剤CNP（2,4,6-trichlorophenyl-4-nitrophenyl ether）に不純物として含まれていたものと推定されている。ダイオキシンは、土壌表層に見られ、下層への移行はみられていない（宮下，2000）。

(5) 土壌中における石油類の移動

原油タンカーの座礁事故、輸送パイプライン、貯蔵施設の破損などによって石油類による土壌汚染が発生する。原油には、炭素鎖の異なる脂肪族および芳香族の炭化水素が含まれている。分子量および構造の異なる炭化水素が、土壌中を移動する速度、分解される速度はそれぞれ異なる。

2. 汚染土壌の修復

汚染土壌をはじめとして環境の修復をレメディエーション（remediation）と呼ぶ。汚染物質の特性に合わせて、異なる修復方法が採用されているが、物理的あるいは工学的な方法、化学的方法の他に、近年は、生物学的方法（Bioremediation）（毒性化学物質やその他の有害廃棄物に起因する環境の危険を生物を使って減少、除去する技術）も積極的に薦められている（宮下，2000）が、有害物質によっては、必ずしも有効な方法とはならないものもある。

1) 重金属

これまで、わが国では、汚染土壌の修復は、汚染土壌の大部分がカドミウムによるものであることから、カドミウム汚染水田土壌の修復に集中してきたといっても過言ではない。そこで、カドミウムによる汚染水田土壌の修復について集中して述べることにするが、その方法としては、土壌中のカドミウムを水稻に吸収させない方法や土壌中のカドミウムを除去する方法が採用されてきた（浅見，2001b）。

水稻によるカドミウムの吸収を抑制する方法には、アルカリ（石灰）資材、リン酸質肥料資材、ケイカル資材（長

谷川ら，1995）などを大量に施用し、カドミウムを難溶化する方法、あるいは土壌の還元状態を長く保ち、溶解度の低いカドミウム化合物（硫化カドミウムなど）を生成させる方法などがあり、それらの方法が試されてきた。アルカリ（石灰）資材やリン酸質肥料資材の施用では、カドミウムの吸収抑制は困難であるが、ケイカル資材については、一定の効果がみられている。

土壌中のカドミウムを除去する方法には、工学的な方法（汚染土壌を排除し、非汚染土壌を客土する排土客土法、汚染土壌の上に非汚染土壌を客土する上乘せ客土法がある）、化学的方法（酸やEDTAなどの薬剤を用いて土壌を洗浄する方法）および生物学的方法（たとえば、カドミウムを特異的に吸収する植物を栽培し、植物に吸収させて取り除く）などが実施されてきた。最近では、電気泳動、熱処理などによる除染方法（川地，1999）が行われているが、実際の汚染地に適用された例を聞いていない。

(1) 工学的な方法

神通川流域（森下・穴山，1974）、兵庫県市川流域（浅見ら，1983）で行われた排土客土、上乘せ客土の研究から、両者ともに水稻によるカドミウム吸収の抑制には、客土層厚30 cm以上が必要である。

(2) 化学的方法

Takijima *et al.* (1973) は、工業用濃塩酸を水田に散布し、田面水を約0.1 M塩酸として作土とよく混ぜた後、土壌粒子の沈積を待って田面水を流出させ、再度田面水を導入し、代掻き後、作付けた。塩酸を処理した土壌から収穫された玄米中のカドミウム濃度は、非汚染地の玄米のカドミウム濃度と同程度にまで低下したが、土壌中のカドミウム濃度は低下しなかった。一方、小林ら（1975）は、1.5アールに30 kgのEDTAを用いた除染試験を行ったが、玄米中のカドミウム濃度、作土中のカドミウム濃度ともに低下したが、十分な効果があったとは認められなかった。

(3) 生物学的方法（バイオレメディエーション）

重金属を特異的に吸収する植物（集積植物）が知られており、スラスピー *Thlaspi caerulescens* は、カドミウムを乾物あたり1,800 mg kg⁻¹も集積する（Brown *et al.*, 1995）。

カドミウムを特異的に集積するいくつかの植物を汚染水田に栽培し、カドミウムを植物に吸収させ、土壌中のカドミウム濃度を低下させようとする試み（ファイトレメディエーション）は、館川（1975）によって行われたが、カドミウム除去率は、最も高いセイタカアワダチソウでさえも約9%であった。一方、細菌細胞表面あるいは粘液層にカドミウムを吸着させ、除去する研究が進め

られ、*Pseudomonas aeruginosa* が最も吸着効率がよいと報告(宮下, 2001)されている。

2) 農薬

DDT, 2,4-D, ガンマ-HCH, ディルドリンなどの有機塩素系殺虫剤は、それらの強い毒性、残留性、生物濃縮のゆえに、1970年の初期までに製造・販売が禁止された。しかし、現在でも、太平洋、大西洋、南大洋で採取された表層水から有機塩素系農薬が検出されている。DDTあるいはディルドリンは、嫌気的条件下で脱ハロゲンされ、分解されやすくなる。

2,4-Dは、*Phanerochaete chrysosporium* によって水酸化され、水溶性が増加し、生分解を受けやすくなり、 α -ケトグルタル酸依存のジオキシゲナーゼによってアルキルエーテル基が除去され、3,5-ジクロロカテコールが生成する反応が報告されている(宮下, 1999)。

ガンマ-HCHの水に対する溶解度は、7,900 $\mu\text{g}/\text{kg}$ で、土壌中の脂溶性有機物に強く吸着し、下層に移動しにくい。還元状態が発達した水田土壌で、ガンマ-HCHが分解されやすいことはよく知られており、ガンマ-HCHによる汚染土壌修復の手がかりとなる。

3) ハロゲン化脂肪族化合物・PCB・ダイオキシン類

TCEやPCEによる地下水の汚染を浄化するには、地下水を汲み上げて、曝気したり、活性炭で処理し、再び地下に戻す方法や土壌蒸気抽出(Soil vapor extraction)法などが採用されている(宮下, 2000; 矢木, 1999)。現在、土壌微生物の分解活性を高め、TCEやPCEをバイオレメディエーションによって分解することが、実用化の段階にある。クロロメタン、クロロエタン、塩化ビニル(VC)などは、分解菌の炭素源、エネルギー源として利用(エネルギー生成反応)され、直接、二酸化炭素となる。TCE、シスジクロロエチレン(cisDCE)、VCなどは、メタン酸化菌のような分解菌のコメタボリズムとして分解される。実際に、TCEで汚染された地下水にメタンを導入し、メタン酸化菌の活躍でTCEを分解させている。PCEは、好気条件下では分解されず、嫌気条件下で、メタン生成菌などによって脱ハロゲン化され、分解されている。

PCBによって汚染された土壌は、化学的脱ハロゲン処理(汚染土壌を化学薬品とともに加熱、混合し、脱ハロゲン化して毒性の低い物質に変換する)によって修復されている。液体二酸化炭素、プロパン、ブタン、トリエチルアミン、アセトン、メタノール、ヘキサン、ジメチルエーテルなどの溶剤によって抽出する方法も採用されている(宮下, 1999)。

1~6塩素置換PCBは、グラム陰性菌 *Comamonas testosteroni* およびグラム陽性菌 *Rhodococcus opacus*

などのピフェニル分解菌のコメタボリズムによって分解される。したがって、PCBを分解させるためには、ピフェニルを添加する必要がある。金原(2000)は、PCBを紫外線照射によって脱塩素後、PCB分解微生物を利用して、PCBを迅速に排水基準の3 mg/L以下に低下させることに成功した。しかし、塩素置換基の多いPCBを直接分解できる微生物は見つかっていない。

ダイオキシンの分解は、木材腐朽菌(白色腐朽菌)による研究が進められているが、木材腐朽菌では、ダイオキシンを二酸化炭素、水、塩素にまで完全分解できないので、分解産物をさらに分解する細菌の研究をも合わせて研究を進める必要があろう。

4) 石油類

石油類に含まれる炭化水素は、好気性微生物により脂肪酸あるいはカルボン酸に変換され、TCAサイクルで完全に分解される(宮下, 2000)。

引用文献

- 浅見輝男(2001a): FAO/WHOによる玄米中のカドミウム濃度の最大基準値案 0.2 mg kg⁻¹ が Step 5 に、日本土壌肥科学雑誌, 72: 709.
- 浅見輝男(2001b): データで示す—日本土壌の有害金属汚染, pp.1-402, アグネ技術センター, 東京.
- 浅見輝男・本間 慎・和田利之・中島恭一・久保田正亜(1983): 生野鉱山などから排出されたカドミウムによる市川・円山川流域水田産米の汚染, 日本土壌肥科学雑誌, 54: 30-36.
- 浅見輝男・久保田正亜・折笠清人(1986): 土壌中のカドミウム等重金属の分画と水稲による吸収, 第1回土壌・地下水汚染シンポジウム報告, pp. 109-118, 国立公害研究所.
- Brown, S. L., Chaney, R. L., Angle J. S. and Baker, A. J. M. (1995): Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* grown in nutrient solution. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 125-133.
- Forbes, E. A., Posner, A. M. and Quirk, J. P. (1976): The specific adsorption of divalent Cd, Co, Cu, Pb, and Zn on goethite. *J. Soil Sci.*, 27: 154-166.
- 福井正美(1993): 微量元素による土壌汚染と環境問題, 土壌の物理性, 67: 29-38.
- 長谷川栄一・島 秀之・斎藤益郎・龍野栄子(1995): 重粘土水田における多孔質ケイカルのカドミウム吸収抑制効果, 宮城県農業センター研究報告, No. 61: 13-32.
- 波多野隆介(1993): 土壌中の物質移動プロセス理解の

- ための経験則の必要性，土壌の物理性，67：39-41.
- Homma, Y. and Hirata, H. (1978): Noticeable increase in cadmium absorption by zinc deficient rice plants. *Soil Sci., Plant Nutr.*, **24**: 295-297.
- 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—水質との関連—，*日本土壤肥科学雑誌*，**45**: 571-576.
- 亀井 茂・渡辺 巖 (1974): 重金属等の土壌中における動態，熊沢喜久雄編，*重金属等による土壌～植物系汚染の機構とその除染に関する基礎的研究*，pp. 10-21.
- 金澤 純 (1971): 作物の残留農薬に関する研究，*農業技術研究所報告 C*，**25**: 109-187.
- 環境庁 (1974): 昭和 48 年度全国環境 (土壌農作物等) 調査結果の概要 (水銀編) (昭和 49 年 9 月)，p. 22.
- 環境省 (2001): 環境白書 (13)，pp. 202-206，東京.
- 川地 武 (1999): 重金属等有害元素による汚染土壌の修復，わが国における土壌汚染の実態とその修復をめぐる (日本学術会議シンポジウム講演資料) pp. 50-53，日本学術会議，東京.
- 金原和秀 (2000): 微生物を用いたポリ塩化ビフェニルの分解，*日本土壤肥科学会編*，*植物と微生物による環境修復*，pp. 101-124，博友社，東京.
- 小林 純・森井ふじ・村本茂樹 (1975): キレート剤による汚染土壌からのカドミウムの除去，*労働の科学*，**30** (10)，31-37.
- 宮下清貴 (1999): 有機化学物質による汚染土壌の修復について，わが国における土壌汚染の実態とその修復をめぐる (日本学術会議シンポジウム講演資料)，pp. 64-73，日本学術会議，東京.
- 宮下清貴 (2000): 微生物機能を利用したバイオリメディエーション，*日本土壤肥科学会編*，*植物と微生物による環境修復*，pp. 77-100，博友社，東京.
- 宮下清貴 (2001): 土壌の微生物と芳香族塩素化合物—分解のメカニズムと改良の可能性—，第 3 回生存科学シンポジウム—21 世紀の持続型社会における化学物質管理を考える—シンポジウム資料，pp. 1-13，東京農工大学，東京.
- 森下豊昭・穴山 疆 (1974): 神通川流域におけるカドミウム汚染土壌の還元方法に関する試験—客土層の層厚が水稻のカドミウム吸収に及ぼす影響—，*重金属による土壌～植物系汚染の機構とその除染に関する基礎研究* (熊沢喜久雄編)，pp. 51-59.
- 岡崎正規 (1987): 土壌中における重金属の挙動，*水質汚濁研究*，**10**: 407-412.
- 岡崎正規 (1993): 農薬，松井健・岡崎正規編，*環境土壌学*，pp. 142-153，朝倉書店，東京.
- 高山三平 (1998): ダイオキシンの恐怖，pp. 16-20，*PHP 研究所*，東京.
- Takijima, Y., Katsumi, F. and Koizumi, S. (1973): Cadmium contaminated of soils and rice plants caused by zinc mining, V. Removal of soil cadmium by an HCl-leaching method for the control of high cadmium rice. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **19**: 245-254.
- 武永 宏・麻生末雄 (1975): フミン酸の肥効発現に関する研究 (第 9 報)，ニトロフミン酸金属キレート不安定度定数について，*日本土壤肥科学雑誌*，**46**: 349-354.
- 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，*農業土木学会誌*，**43**: 674-677.
- 和田光史 (1981): 土壌粘土によるイオンの交換・吸着反応，*日本土壤肥科学会編*，*土壌の吸着現象*，p. 5-57，博友社，東京.
- 脇本忠明 (1999): 有害有機物による土壌汚染とバイオリメディエーション 1. ダイオキシン汚染の現状と対策，*日本土壤肥科学雑誌*，**70**: 78-83.
- 矢木修身 (1999): 有害有機物による土壌汚染とバイオリメディエーション汚染とリメディエーション技術，*日本土壤肥科学雑誌*，**70**: 581-587.
- 安田火災海上保険・安田総合研究所編 (1996): 土壌汚染と企業の責任，p. 406，有斐閣，東京.

質 疑 応 答

宮崎 (東大):

アフガニスタンの爆撃や地雷に用いられた重金属による土壌汚染をどう考えるか?

岡崎:

アフガニスタンだけではないと思うが，爆弾にはいろ

いろな金属が入っている。その 1 つに鉛が考えられる。鉛については，日本ではハイオクのアンチノック剤として使われていたのが問題になったが，現在は使われなくなり，それ以外はあまり注目されていない。ヨーロッパでは，住宅の近くの土壌から鉛が多いのが見つかったが，これは白色塗料のなかにな酸化鉛の形で使用されているためということの問題になっている。これからコー

デックス部会で鉛の基準値も変えられる可能性もあり、十分関心を持っていかなければならない元素の1つであろう。

前村 (ダイヤコンサルタント) :

特異吸着とは？

岡崎 :

特異吸着は、一般的なイオン交換のように、イオンが交換できないという現象面から最初に捉えられてきたので、概念規定がはっきりしていなかった。私は、金属な

ら金属の元素の中心が水分子の直径よりも内側に入る元素の場合には特異吸着をしていると考えたほうがいいと考えている。特に重金属のイオンや酸素を配位しているオキソ酸のようなものは特異吸着をすると考えていい。ただ、重金属でも、特異吸着に近いものから、普通のイオン交換に近いものまでいろいろある。カドミウムの場合には、特異吸着が弱い重金属に入り、普通のイオン交換に近い。砒素は金属ではなく非金属で重金属ではありませんが、オキソ酸を形成し土壌に特異吸着します。