

カドミウムの環境循環と都市住民の健康について

1. はじめに
2. カドミウムの生産と消費
3. カドミウム環境循環
4. 食糧のカドミウム汚染と都市住民の健康
5. おわりに

本 間 慎*

要 約

非鉄金属は近代文明にとって必須なものであり、とくに、現今のハイテクノロジー時代を大きく支えているとも言える。

今回はそのうちカドミウム（以下Cdと記す）の環境循環とそれによってうける都市住民の健康問題を報告する。

1) Cdのグローバル・サイクルを検討するにあたってまず世界の生産量と消費量についてふれ、現在のような消費量が続く限り、21世紀中期以降になるとそれまでに新しい鉱脈が発見されい限り深刻なCd資源難をむかえるであろうと推測した。

2) Cdのグローバル・サイクルを検討するにあたっては、まだ未確定要因が多く、不確実な状況にあるが、Nriagu(1980)の提唱したモデルを中心に若干論じた。

3) 上記サイクルを確かなものにするためには各国、各地域のCd循環（小循環）を確立することが必須である。日本では有害物質の環境調査は自治体によってはかなりの成果をあげている所もみられるが、各物質のサイクルなり、物質収支という観点からの研究はほとんど見られない。そこでこの種の研究の重要性を指摘した。従来、Cd汚染といえば、山間部の鉱山や金属製錬所周辺ならびにそれら工場排水が流入する河川流域の農耕地に発生する公害事件と思われてきたが、著者らが1970年にCd使用工場などもCd汚染源となることをはじめて指摘して以来、Cd汚染は都市型汚染でもあることが明らかとなった。その汚染発覚のいきさつなどについても述べた。

4) 都市住民の食糧は主として日本の農耕地で栽培された作物に依存している。いま、都市周辺の農耕地を含め日本の農耕地のCd負荷が高くなれば都市住民のCd摂取量も当然高くなることが予測される。Elinderら(1985)は各国住民の腎皮質中のカドミウム濃度を比較研究しており、日本人（東京都、秋田県）のそれは外国人のそれより高く、また、Cd摂取量も多いとの報告を引用して述べた。

1. はじめに

資源とは、「①自然によって与えられるもの、②技術の発展に伴って生産に役立つようになるもの（広辞苑，1971）」であるとすると、資源はまず自然物であることであるが、それと同時にその自然物は人類によって手を加えられ、人類の生活の向上とその安定化に役立てられてきたものということになる。そこで資源とは人類の文明の発展段階に対応しているとみることができる。つまり、石器時代には鉄が、鉄器時代には亜鉛はまだ人類が手を加えていないものであるから石器時代の鉄、鉄器時代の亜鉛はそれぞれの時代においては資源とはいえない。技術の発展にともなってそれら自然物が利用されるようになってはじめて資源といえるのである。その意味ではまだ自然の中には多くの資源となりうる自然物が存在しているといえるかも知れない。例えば、熱帯林には多くの生物種が存在しているといわれ、将来医薬品等として利用できる生物種が存在するかも知れない。熱帯林の伐採によって将来資源となりうるものを失うことは愚かな行為といえよう。

その資源を大別すれば、生物的資源と無生物的資源とに分けられる。生物的資源、例えば、家畜や作物等は飼育、栽培したり、野生動植物にあってはそれらの生育や繁殖の道をとどさされない限りにおいて、無限のサイクルを期待できる。しかし、無生物的資源は有限であって利用を継続すればやがてその資源は涸渇するであろう。とくに埋蔵鉱物資源はその例に属する。

科学技術の進展にともなって今後非鉄金属の消費量は増大する傾向を示している。金属埋蔵量は新しい鉱脈が発見されれば現在の予測量より増大することになる。したがって、今後の消費量や埋蔵量には不確定要素が多いが、1985年の経済的埋蔵量の予測（鉱業便覧，1985）から1974～1975年の消費量（Pendias&Pendias, 1984）を除してみると、100年以内に資源が涸渇すると予測される金属は銅（Cu）、亜鉛（Zn）、鉛（Pb）錫（Sn）、アンチモン（Sb）、タングステン（W）、カドミウ

ム（Cd）、銀（Ag）ビスマス（Bi）、金（Au）、セレン（Se）があげられる。西暦2000年時の需要予測で除してみると、さらにアルミニウム（Al）、マンガン（Mn）、ニッケル（Ni）、モリブデン（Mo）が加わり、100年以上たえられるものとしてはクロム（Cr）、コバルト（Co）、水銀（Hg）の3元素に限定される。

今後海底資源の埋蔵量がどの位あるのか、また、経済的に成り立つ採掘技術の開発がどこまで進むかによって非鉄金属文明の延命ははかられようが、いずれにしても、現在のような資源の利用方法が続くかぎり21世紀には金属資源問題は深刻な課題とならざるを得ないだろう。また、重要なことは埋蔵資源が人間によって利用され、廃棄されたときの環境問題も十分予測しておかなければならない課題である。この点については石油や石炭等の化石エネルギー資源の利用が大気中のCO₂濃度を増加させ、それが地球の温暖化をもたらし、海水面の上昇や気候変動をおこさせるであろうとの予測研究は国際的にも盛んに行われているところである。（例えば、地球白書，1989）。

しかし、非鉄金属のグローバル・サイクルについてはあまり行われていない。非鉄金属の中には人間を含む生物の生存にとって必須な元素もあるが、その大部分は微量元素としてであり、生物にとっての適量は微量で十分なのである。それが過剰に存在すると過剰症をおこし、極端な場合は生物の生存をも許さなくなる。

そのことを十分ふまえたうえで金属資源の有効利用を考えていかねばならないと思われる。

すなわち、人間の文明にとって有効な資源であっても人間の健康にとって有害な資源をどう管理するかの問題である。つまり、現在のような資源の生産→消費→廃棄という一方向的なシステムが続く限りにおいては有害廃棄物の環境負荷は増大するばかりである。多くの人たちによって提唱されているように、資源の生産→消費→廃棄物の回収→再資源化というサイクルを貫徹させる社会的システムの確立が望まれるのである。しかし、実行に移せない理由が廃棄物の回収による再資源化の方が埋蔵資源の生産よりコスト高であること

によるのであれば、廃棄物の再資源化の技術開発の振興を促す政策こそ力を入れなければならない課題である。従来の技術の開発は生産志向型が最優先され、そのものの利用後どのように再資源化してゆくか、後始末の技術開発がないがしろにされてきたところに現今の環境・公害問題をひきおこした大きな原因の1つがあるように思われる。

後始末の技術が発達し、それが実施されれば埋蔵資源の涸渇を延長することが可能になるばかりでなく、環境を保全するという立場からも有効なことである。たとえば、製錬所における非鉄金属廃棄物の低コスト製錬技術の開発。また製錬所や焼却場等の電気集じん機は現在公害防止の観点から設置されているが、それを資源を回収する装置という観点から改良を加えることは考えられないだろうか。回収率を高めることは資源の有効利用の面からも、また、環境を汚染させないという面からも重要であり、両者は一致するはずである。

文明が発達していなかった時代には資源を生産し、加工し、消費することに伴う環境汚染は局所的であったが、現今のように生産力の発達した段階においては社会的物質代謝の質と量の環境への影響はグローバルなものとなっている。それらを明らかにし、対策を講ずることは急務となっている。

今回は、非鉄金属のうちカドミウム（以下Cdと記す）を例にしてその生産、消費、廃棄の各過程とその環境への負荷が都市住民の健康に及ぼ

す影響について論じてみたい。

2. Cdの生産と消費

2.1 生産量

世界のCd埋蔵量は鉱業便覧（1989）によれば97万tと推定されており、主要国の埋蔵量はアメリカ21万t（21.6%）、カナダ17万t（17.5%）、オーストラリア14.5万t（14.9%）、メキシコ4万t（4.1%）、日本1.5万t（1.5%）その他の自由圏29.5万t（30.4%）、共産国9.5万t（9.8%）となっている。

生産量は1987年度日本2,374 t（16.3%）、アメリカ2,176 t（14.9%）、カナダ1,579 t（10.8%）、ベルギー1,291 t（8.8%）、西ドイツ1,125 t（7.7%）、その他6,057 t（41.5%）であり、自由世界で1987年に14,602 tを生産している。日本のCdの埋蔵量は1.5万tしか予測されていないが、Cdの生産量は世界第一位である。

2.2 消費量

消費量は1987年度、（鉱業便覧、1989）アメリカ4,617 t（29.0%）、ベルギー2,351 t（14.8%）、日本2,292 t（14.4%）、イギリス1,625 t（10.2%）、西ドイツ1,389 t（8.7%）その他3,642 t（22.9%）であり、自由世界の1987年度消費量は15,916 tとなっている。

日本における年度別使用内訳を表1に示した。

表1 日本におけるCd使用量内訳（単位：トン）

		年	1970	1975	1980	1983	1984	1985	1986	1987
内 需	塩ビ安定剤		341	279	94	77	46	54	67	65
	顔料		444	78	283	218	309	243	196	221
	メッキ		135	5	4	10	7	6	5	9
	合金		169	184	100	103	86	90	75	89
	電池		176	62	515	1,108	1,503	1,453	1,611	1,774
	その他		220	72	67	120	52	80	102	145
	計		1,485	680	1,063	1,636	2,003	1,926	2,056	2,303
輸	出		879	1,721	1,030	1,045	449	576	405	184

（鉱業便覧、平成元年版より）

かって、塩化ビニールの安定剤やメッキに多量使用されてきたが、昭和45年(1970)に著者が東京・府中市のNEC府中工場周辺の水田土壌のCd汚染を指摘して以来メッキ関係の使用量が激減した。塩ビ安定剤も同様、塩ビ製品からのCd溶出問題が社会的に問題となり消費量は減少している。消費量が増加しているのはエレクトロニクス関係や充電式電池(例えば電気カミソリ等)の電池関係の消費量が急増し、1987年度の例では全消費量の77%を占めている。今後これらの使用後の回収システムを考えねばならなくなるであろう。

いままで、人類がどの位のCdを生産してきたか、Nriagu(1980)は1911年以降1980年まで約50万t生産し、環境中へ約31.6万t放出したと推定している。そのうち、1951年以降1980年までのCd生産量が全生産量の75%を占めているという。全世界のCd埋蔵量が約97万tと予想されているからその量の約1/2量に匹敵する量を人類はすでに消費したことになる。とくに、1950年~1980年の30年間の世界生産量は37万tに及んでいる。

他方、日本における生産量について著者の調査では1950年当時100t程度であったものがその後急増し、1970年代には年間2,500tを上下している。1950年以降のCd総生産を推定したところ、5.5万tで世界のCd生産量の約10%であった。

また、現在の全世界のCd埋蔵量を97万tと仮

定し、全世界のCd年間消費量は1.5万tであるから単純計算をすると、 $97万t \div 1.5万t \approx 65年$ となり、新しい鉱脈が発見されず、また、世界の消費量がこれ以上増大しないと仮定すると21世紀中頃にはCd資源は涸渇する可能性がある。

3. カドミウムの環境循環

3.1 地球的循環

Cdの地球的、生物地球化学的循環についてのモデルを設定するためには現在得られているデータでは不十分である。たとえば、多くの生態系におけるCdのソース、シンクとその分布はまだ正確に評価されていない。また、系と系間のCdの移転速度(Transfer rates)も十分知られていない。そのことを十分承知の上Nriagu(1980)はCdのグローバル・サイクルについて試算している。その概括を図-1に示した。

大気へのCd放出量を見ると、まず自然作用によるものの発生源としては、風塵(100t/年)、森林の火災(12t/年)火山の噴火(520t/年)、植生(210t/年)、海塩のしぶき(1t/年)と推定しており、Cd総放出量は843t/年とされている。自然作用の中で最も多いのが火山の噴火によるものであり、全体の65%を占め、ついで植生から放出されるものが約25%で両者で全体の90%を

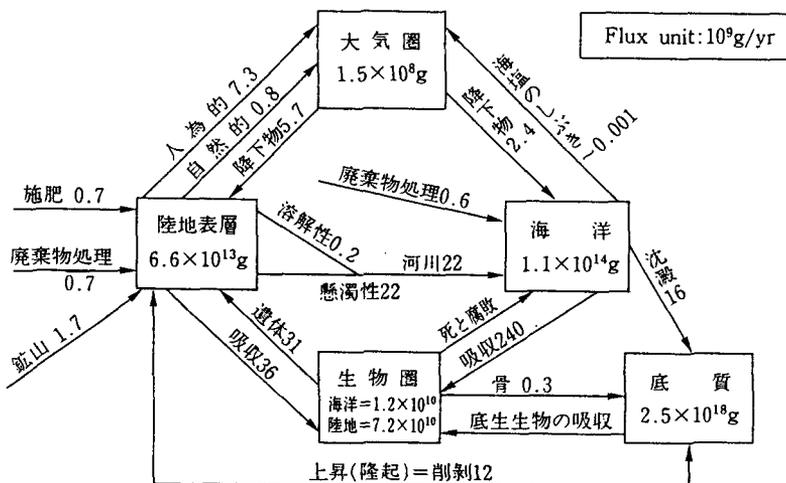


図1 カドミウムのグローバルサイクル (Nriagu.1980)

占めている。

それに対し人間活動にともなう世界的なCd総放出量は7,300t/年と推定され、自然作用のそれより10倍程度高い値を示している。その内訳をみると、非鉄金属生産(5,300t/年)、廃棄物の焼却(1,400t/年)、肥料工業(200t/年)、その他(400t/年)と推定されており、非鉄金属の生産によるものが全体の73%を占め、次いで廃棄物の焼却によるものが、19%であり、両者で92%となる。Cd汚染防止上この両者の防止対策がいかに重要であるかが理解される。

人為的なもの、自然的なものを含めて年間の大気への放出量は8,100t/年である。しかし、大気に放出されたCdの大気中での滞留時間は7日間程度と推定されており、やがて地球表面に降下してくる。その量は陸地5,700t/年で海洋へは2,400t/年と推測されている。降下量の約70%は陸地である。

前記したように、世界のCd生産量は約15,000t/年であり、非鉄金属の生産過程で大気へ放出される量が5,300t/年とすると、生産量の約1/3に相当する量が大气へ放出されていることになる。この値がどれだけの信頼度を有するかは今後の検討課題であるが、生産過程における環境中へのCd放出を最小限に食い止めることの意義の大きいことが理解される。

陸地からの放出量は大気を通してよりも河川を通して流出する量の方が圧倒的に多い。その量は22,000t/年で全世界のCd生産量よりも大きい。もちろん、これには自然作用によるものも含まれているわけであるが、そのうち人為作用によるものがどの程度かの検討は今後の課題である。

海洋に流出したCdは化学的变化をうけて不溶化したり、また、生物に取り込まれたCdはその死骸とともに底質へ沈降する。その量は16,000t/年程度で河川からの流出量と同程度であるが、海底はマルチプレート現象によってマントル内に沈み込んでいる(松井1989年)。その量は12,000t/年と推測されている。マントルに沈み込んだCdは火山の噴火によって再び大気に放出される。その量は520t/年とされている。しかし、これら

の量は現在の不確実なデータにもとづいての推定であり、もっとキメ細かな調査研究が望まれるところであるが、海底は環境へ放出されたCdの受け皿の存在であり、その蓄積量は他のreservoirにくらべものにならないほど大きい。

3. 2 地域的循環—都市を例として—

地球的な規模での環境変化や人工化学物質の環境動態がいま大きな社会問題となっているが、多くの人間が現実生活中に生活している場は地球規模でうすめられた平均的な環境ではない。したがって、人間が具体的に生活しているのは、ある限られた現実の地域なのであり、その地域での環境の変化や有害物質の循環(これを小循環ということもできる)の調査、研究が重要であることはいまでもない。これらの具体的な地域での精度の高いデータの積みあげによってこそ、つまり、地域研究の発展が、地球規模の環境変化の確度の高い予測と防止対策を確立するうえで貴重なデータを提出することとなる。

つぎに、都市における大気や土壌中でのCdの汚染状態についてふれてみたい。

a) 大気中のCd

Cdは工業製品のみならず家庭用品にまで使用され、それらを使用する過程で磨滅等によつて、また、廃棄過程では焼却によつてCdのような低沸点(沸点、767℃)の金属元素は蒸発し、容易に環境中へ放出される。したがって、人間活動の旺盛な都市地域においては大気中のCd濃度はそうでない所にくらべて高い。

浮游粒子状物質中のCd濃度の外国と東京の例を表-2に示した。

Nriagu(1980)がまとめた外国の例では0.6~180ng/m³の範囲で大きな差がみられるが、最も高い所はTashkent(USSR)の180ng/m³であり、ついでMunich(West Germany)、Liege(Belgium)の35ng/m³程度である。これらのデータは'68~'75年頃のものであるので、その当時の東京のデータと比較すると(東京都環境研、1988)東京の最大値は荏谷保健所(大田区)の'69年53ng/m³、'74年39ng/m³であり、Munichや

表2 浮遊粒子状物質中のCd(ng/m^3)

採取場所	1969	1971	1974	1982	1986
東京都公害研(千代田区)	23	23	12	5.0	2.2
東京都衛生研(新宿区)	26	15	16	4.4	2.4
江東区役所(江東区)	49	41	24	7.3	5.9
糀谷保健所(大田区)	53	37	39	17.4	8.5
世田谷区役所(世田谷区)	14.6	9	10	4.1	2.4
板橋保健所(板橋区)	28	17	15	5.5	2.3
荒川区役所(荒川区)	35	16	11	6.6	3.1
江戸川区役所(江戸川区)	35	31	40	26.6	7.9
立川合同庁舎(立川市)	9.8	9	6	3.6	2.0
小河内貯水池(奥多摩町)	—	—	—	0.9	0.5
小笠原支庁	—	—	—	0.08	

東京都環境研(1988)

採取場所	採取年	Cd濃度 ng/m^3	研究者
Tashkent, USSR	'68~'69	180	Egorov, <i>et al.</i>
Selehard, ♪	'68~'69	5.3	♪
Petropavlovsk- Kamchatsti ♪	'68~'69	0.6	♪
Liege, Belgium	'72~'75	35	Kretzschmar, <i>et al.</i>
Botranze ♪	'72~'75	6	♪
Munich, West Germany	'71	36	Schramet, <i>et al.</i>
Corviglia ♪	'74	2.1	Muller & Bielke
Paris France	'71	20	Belot, <i>et al.</i>
Los Angels, Calif.	'75	7.8	Davidson
San Francisco Bay area	'70	3.3	John, <i>et al.</i>
Tront, Ont	'71	11	Barton, <i>et al.</i>

Nriagu(1980)

Liegeより若干高い値を示している。しかし、東京の場合、その後の東京都の公害防止対策によって減少し、'86年当時は'69年次のほぼ1/10程度に減少している所が多い。Nriagu(1980)は地球的な規模でみた場合大気中のCd濃度の自然界値として $0.03\text{ng}/\text{m}^3$ の値を採用しているが、人間活動の盛んな東京の例では1986年の段階で公害対策が進んだとはいえ、糀谷保健所の周辺では 8.5ng

$/\text{m}^3$ であり、前記の $0.03\text{ng}/\text{m}^3$ の280倍の値であり、東京都心から離れた山間部の小河内貯水池でも17倍であり、東京から1,000km離れた小笠原支所でも2~3倍の値である。

つぎに降下物中のCdによる土壌へのCd負荷について検討してみたい。

東京都環境研(1988)の調査では、23区内6地点の平均値が1976年 $0.071\text{Cdkg}/\text{km}^2/\text{月}$ でその後

減少し、1986年では0.038Cdkg/km²/月と半減している。東京で最も高濃度な所は大田区糞谷保健所で1982年0.109Cdkg/km²/月で1986年でも0.075Cdkg/km²/月である。これらのCd降下量が土壌にどの程度の負荷をもたらすかについて試算してみると(ただし、土壌の仮比重を1とし、土壌の深さ10cmに対して)、糞谷の0.109Cdkg/km²/月では年間0.013mg/kgであり、1986年都内平均0.038Cdkg/km²/月では年間0.0045mg/kgとなった。また、都区内の農耕地が残存する地域の足立区西伊興児童館では1982年0.045kg/km²/月であり、年間0.0054mg/kgと試算される。

土壌中のCd濃度が1mg/kg弱程度の汚染でも準汚染米や汚染米が生産される可能性のあることが指摘されている。(森下, 1972)このような状況が続くと100年オーダーで見た場合都市および都市周辺の土壌は汚染土壌と化してしまうだろう。長期的にみた公害防止対策の確立が望まれる所以である。

b) 土壌中のCd

従来Cdの土壌汚染は鉱山、金属製錬所周辺ならびにその河川流域で発生する公害事件であると思われてきた。ところが、著者らが1970年、東京府中市のNEC府中工場周辺の水田土壌を調査し、公表したのがきっかけとなり、メッキ工場等のCd使用工場もCd汚染源となっていたことが明らかにされ、この問題は全国的に波及した。

著者らの調査の動機はつぎのようであった。すなわち、東京都公害規制部は1970年8月6日、東京のCd使用工場の排水を調査したところ、Cd排出基準0.1ppmをオーバーした工場が30工場あったことを公表した(朝日新聞, 1970年8月6日)。Cd排出濃度の最高値は42ppmと驚くべき高濃度の工場もあった。そのなかには著者が勤務している農工大学農学部に近い日本電気府中工場(0.2ppm)も含まれていた。

著者は当時、かりに排水中のCdの濃度が微量であっても、土壌には吸着作用があってCdは吸着蓄積されるであろう。また、植物は根から土壌中のCdを吸収し、体内に蓄積する。魚は水中のCdで汚染されたプランクトン等を摂取すること

によって生物濃縮されるであろう。そのことは熊本、新潟の水俣病事件や富山県のイタイイタイ病事件等が如実に示している。

このように考えた著者は1970年8月中旬、NEC府中工場周辺の調査を何度か行った。その調査結果の一例を図2、表3に示した。資料はNEC府中工場の排水が府中用水に排出され、その府中用水を利用して水田の水口(水の取入口)と水尻(水の排水口)土壌を採取し、分析した。その結果は、NEC府中工場下流域で土壌中のCdの自然界値0.5μg/gをはるかに超える5.4~13.8μg/gのCdが検出された。NEC府中工場の上流域でも1.4~2.5μg/gのCdが検出されたので、工場周辺のCd汚染源はNEC府中工場一因をなしていること、また、上流域にも汚染源のあることを示すものであった。著者の調査をキャッチした読売新聞の記者は著者がデータを示さないのに1970年9月22日の多摩版に「府中にもカドミウム汚染米?」の見出しで見込記事を報道した。そのことが契機となって東京京都公害局(当時)も調査に乗り出した。

著者は都の調査結果がまとまる頃を見計らって

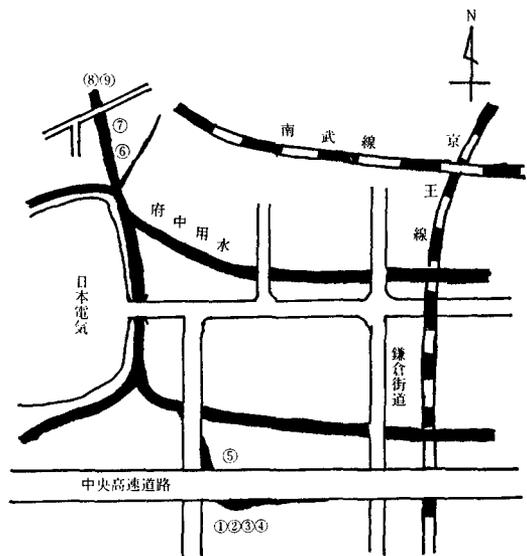


図2 日本電気府中事業所附近における水田土壌採取地点

表3 日本電気府中事業所附近の水用土壌採取地点と土壌中のカドミウム、亜鉛ならびに鉛含有率
(本間、未発表)

	土壌採取地点		採取部位	カドミウム含有率 Cd $\mu\text{g/g}$ 乾土	亜鉛含有率 Zn $\mu\text{g/g}$ 乾土	鉛含有率 Pb $\mu\text{g/g}$ 乾土	Cd/Zn+Pb
	地名	地図上の番号					
日本電気下流	府中市分梅町	①	水口	13.8	875	160	0.013
	〃	〃	水尻	5.4			
	〃	②	水口	11.2			
	〃	〃	水尻	5.4			
	〃	③	水口	11.8	746	132	0.013
	〃	④	〃	6.7	408	83	0.013
同上流	〃	〃	水尻	2.4	248	68	0.007
	府中市日新町	⑥	〃	1.5	152	51	0.006
	〃	⑦	〃	2.5	302	73	0.006
	府中市西府町	⑧	〃	1.4			
	〃	⑨	〃	2.0	210	48	0.007

〔註〕 地図上の番号は図-2の試料採取地点を示す

クロス・チェック等で協力を得た東京教育大学農学部(当時)森下豊昭, 東京大学農学部(当時)浅見輝男両氏と三名の連名で報告書を作成し都公害局に調査結果の説明を行った。すなわち,

「①都は府中市にあるNEC府中工場周辺のCd汚染を確認すべきである。②さらに汚染の拡がり, 汚染源の追求に積極的に取り組むべきである。③住民検診。補償などに民主都政は前向きで対処し, 他の地方自治体の模範となしてほしい。この要望が受け入れられなければ, 我々は単独で記者会見し, 公表することも辞さない。」由の申し入れを行った。都側は「部内で検討したいので若干の日数をほしい」との返事であった。その後, 都側との合同記者会見の日程は二転三転したが, 最終的には我々の見解を全面的に認め, 1970年10月13日都庁記者クラブにおいて両者が共同で記者会見を行なった。その日の夕刊は各紙とも1面トップ記事で報じた。

これによって, Cd汚染は鉱山, 金属製錬所周辺およびそれらの工場排液が流入する河川流域に

のみ発生する公害事件ではなく, 都市およびその周辺に多数存在するCd使用工場も大きな汚染源となることが立証され, 全国的な問題となったのである。

都市におけるCd汚染はまた思わぬところからその汚染源のあることが明らかにされた。

1972年12月東京都はCd常時観測地点の対照地である西多摩郡日の出村(当時)平井地区の産米から都の基準 $0.4\mu\text{g/g}$ を上回る $0.41\sim 0.49\mu\text{g/g}$ を検出した。しかし, 汚染源は不明であったと発表した。

通常, 非汚染米中のCd濃度は $0.05\mu\text{g/g}$ 程度であり, 著者は $0.1\mu\text{g/g}$ 以上のCdが玄米から検出されたら汚染されている可能ありとして精密調査を行う必要があるとの考えをもっていた, ところが, $0.41\sim 0.49\mu\text{g/g}$ はそれに比べ約10倍も高濃度であり, 汚染源がないとは到底考えられず, 放置しておけない問題であったので早速調査を行った。

この調査は東京都農業試験場や立川公害をなく

す会の方々の協力を得て行われた。
東京都は同村を流れる平井川の底質、水質調査とCd使用工場の有無のみに限定して調査が行われていたのであるが、著者らの調査も同様な調査を行うと同時に日本セメント工場西多摩工場を中心とする大気汚染による影響調査も想定して行った。

その調査結果はつぎのようであった(本間, 1974)。
①平井川の底質の重金属濃度は同工場上流では低く、下流では高い。
②畑等の土壤中重金属濃度は工場に近いほど高い。
③工場周辺の屋根に堆積しているセメント粉じんから高濃度の重金属が検出された。

以上の結果から汚染の主要原因はセメント工場から排出される粉じん以外には考えられない、という結果となった。この調査報告は1973年3月27日各紙が報道した。

いままでセメント工場がCdの汚染源となりうることはだれも指摘していなかった。このことは社会地球化学の権威である半谷高久都立大学教授(当時)ですら1973年3月27日付の毎日新聞紙上で「本間助教授のデータを見ていないので、詳しいことはいえない。一般的にはセメントの原料である石灰石にそんなに高濃度のCdは含まれていない。だからもし高濃度汚染が見つかったとしたら、石灰石以外の他の調合剤に含まれていたのでは

はないか。詳しく検討しないとわからないが、すぐ他のセメント工場も危険だ、とはいえないと思う。」とのコメントが掲載されていることから理解されよう。

東京都は早速追跡調査を行い。著者らの結論と同様な結果を得たことを発表し、1973年5月23日の各紙はそのことを報じている。

これによって全国に存在するセメント工場周辺のCd汚染が問題となり、三重県藤原町、岐阜県本巣町などつぎつぎとセメント工場周辺の農耕地のCd汚染が明らかにされた。

セメント工場周辺への汚染は半谷高久教授が指摘するように石灰石中のCd濃度は0.1 μg/g程度で土壤中のそれと変わらないものが多い。それがなぜ汚染源になるのかについては、その後、板野ら(1974)が指摘しているようにCdは低沸点(767℃)の金属であり、セメント工場は石灰石を焼成する工程を有するのでCdは蒸発し、煙突から排出される。よってセメント粉じん中には高濃度の重金属が含まれ、屋根に堆積した粉じんから著者の分析でも18.3~29.5 μg/gのCdが検出された。他の研究者の分析結果も含め表-4に示した。この焼成工程を有しているものに廃棄物の焼却場、つまり、清掃工場もCd汚染源となりうるわけで、その後、清掃工場周辺からもCd汚染

表4 セメント工場周辺の堆積物、浮遊粉じん等の重金属含有率

				Cd μg/g	Zn μg/g	Pb μg/g	Cu μg/g	測定者
堆積物	三重県	下野尻	雨樋	44.5	1,820	1,160	190	板野ら(1974)
			瓦	50.7	1,570	1,560	87	
	西野尻	雨樋	14.1	2,510	510	243		
		瓦	46.2	2,400	1,190	199		
東京	大久野	雨樋	18.3	2,866	-	112	本間(1974)	
		屋根	29.5	2,730	-	64		
		屋根	23.0	1,122	462	98		
浮遊粉じん	三重県	東東	禅寺 A	39.0	290	710	99	県のデータから板野ら(1974)が試算
			禅寺 B	63.2	320	1,160	88	
東京	日の出	日の出	(I)	33	-	535	3,411	都のデータから本間(1974)が試算
			(II)	67	-	1,067	3,796	
ダスト	東京	日本セメント	集じん機(1)	110	1,550	1,200	160	東京都(1974)
			〃(2)	166	1,450	1,460	128	

[註] 三重県は藤原町、東京は日の出村(当時)

米が検出されている。

さらに、浅見、手島 (1978) は道路わき粉じん中の Cd 等の重金属が人口過密な都市ほど多いことを報告しており、自動車のタイヤの可塑剤として亜鉛華が利用されており、亜鉛華のなかに不純物として混入している Cd 等が自動車走行中のタイヤの磨滅によって環境中へ放出されるものと考えられている。とくに、高速道路周辺には農耕地が多いことを考えるとその防止対策が望まれる。

著者は (1982) 大阪、京都、東京の都市公園土壌中の Cd 等の重金属分析を行ない重金属の土壌汚染が進行していることを指摘した。

いま、東京都環境研 (1988) が調査した大気降下物中の Cd 量から都内に年間どの位の Cd が降下するかを推定した。ただし、都区内の Cd 降下量 (1976年から1986年までの6カ所の測定点の平均) を $0.051\text{kg}/\text{km}^2/\text{月}$ 、また、都区外の降下 Cd 量 (1982年の4カ所の測定点の平均) $0.028\text{kg}/\text{km}^2/\text{月}$ とすると、都区内は $350\text{kg}/572\text{km}^2/\text{年}$ 、都区外は $523\text{kg}/1,559\text{km}^2/\text{年}$ となった。都全体では $873\text{kg}/2,131\text{km}^2/\text{年}$ で毎年 1 t 弱の Cd が降下している。

Cd の汚染源が多様化し、その防止対策は Cd の生産、消費、廃棄の各過程について考えなくてはならなくなっている。その汚染の経路を概括したのが図-3である (本間, 1976)。

c) 玄米中の Cd

ヒトの Cd 摂取量を求める場合、毎日多量に摂取している主食を重点に考察するのも一つの方法である。日本人の主食である米について外国産のものも含めて表-5に示した (浅見, 未発表)。表からも分かるように、日本産の非汚染米の分析値は研究者によって若干の相違はあるにせよ $47\sim 96\text{ng}/\text{g}$ (ppb) で平均 $66\text{ng}/\text{g}$ となる。大体この値は日本米における非汚染米レベルとして多くの研究者によって認められている。しかし、外国産米にくらべて日本産米は高い値を示している。この高い値については今後の検討課題であるが、考えられることは、a) もともと日本の土壌中の Cd 濃度は高いのではないかということである。つまり、渋谷 (1978) のまとめによれば、日本の非汚染土壌は平均 $0.54\ \mu\text{g}/\text{g}$ 程度であるのに対し Andersson (1977) によればスウェーデン土壌では $0.125\sim 0.249\ \mu\text{g}/\text{g}$ 範囲のものが最も多い。

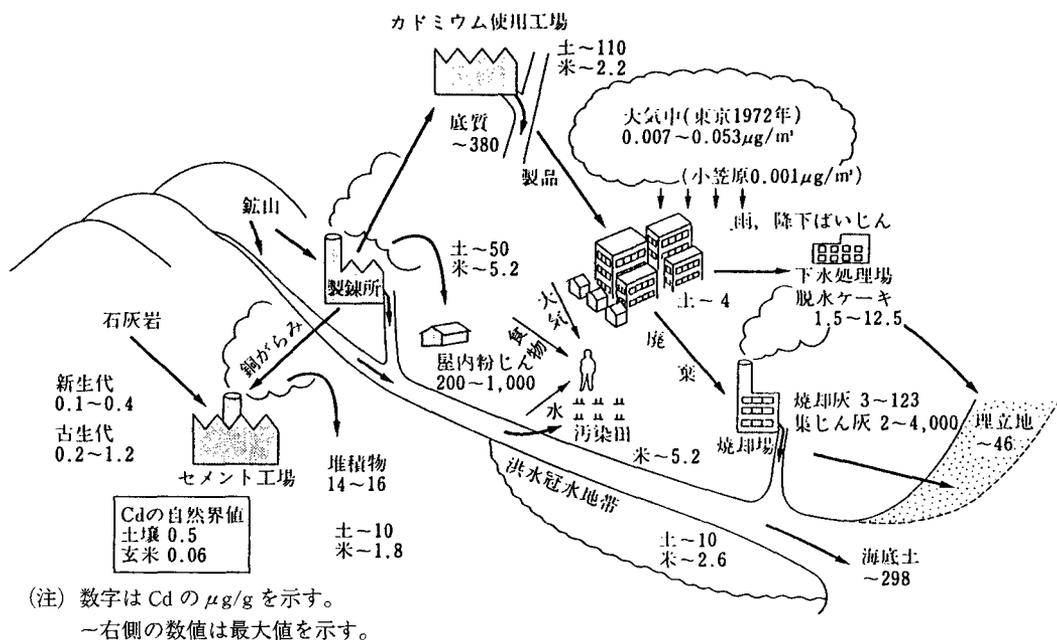


図3 わが国におけるカドミウムの生産・使用・廃棄過程の汚染経路 (本間, 1976年)

表5 各国産米中のカドミウム濃度

ng/g(ppb)

国	平均±	N	報 告 者
ブ ラ ジ ル	2 ± 1	11	Masironi, <i>et al.</i> ('77)
イ ラ ン	7 ± 7	13	〃
バ ン グ ラ デ シ ュ	11 ± 4	4	〃
フ ィ リ ピ ン	13 ± 14	8	〃
ガ テ マ ラ	20 ± 21	5	〃
ド ミ ニ カ	23 ± 15	11	〃
フ ィ ジ ー	37 ± 49	4	〃
ベ ル ー	40 ± 58	6	〃
イ ン ド ネ シ ア	40 ± 42	116	Suzuki, <i>et al.</i> ('80)
ア メ リ カ	23 ± 15	11	Masironi, <i>et al.</i> ('77)
ア メ リ カ	42 ± 51	16	森次、小林('64)
中 国 (台 湾)	30 ± 11	6	Masironi, <i>et al.</i> ('77)
中 国 (台 湾)	46 ± 21	8	森次、小林('64)
日 本	47 ± 36	10	森下('86)
日 本	50 ± 19	15	浅見ら (未発表)
日 本	50 ± 17	62	農技研('76)
日 本	65 ± 96	8	Masironi, <i>et al.</i> ('77)
日 本	66 ± 71	203	森次、小林('64)
日 本	90 ± 80	2730	Yamagata('78)
日 本	96 ± 35	6	Schroder & Balass('63)
日 本*	8.65 ± 4.54	28	森下('86)

浅見 (未発表) *1976年開田の筑波大学農場水田土壌の全 Cd は102ng/g

Nriagu (1980) はグローバル・サイクルを検討するにあたって非汚染土壌中の Cd 濃度を $0.2 \mu\text{g/g}$ としている。b) 肥料中に不純物として含まれる Cd の永年の施肥による影響、とくに磷酸肥料中には Cd が $\mu\text{g/g}$ オーダ含まれているものが多い。c) 日本には鉱山が全国的に分布し、鉱山は山間部にあつて坑内水等の排水が河川に流出し、下流域の水田を広範囲に汚染させ、非汚染土壌と思われている所も若干汚染されているのではないか。d) 工場等の大気汚染による影響が広範囲にあるのではないか等の問題がある。これらの詳細な検討は日本土壌の Cd のバックグラウンドを求め

るうえで必要なことである。というのは、1976年に開田した筑波大学農場の水田でイネ28品種を栽培し、その玄米を森下ら (1986) が分析したところによれば $8.65 \pm 4.54 \text{ng/g}$ であったという。この値は前記日本非汚染米の 66ng/g より $1/8$ 程度低い値であり、イランやバングラデシュ産米と同程度である。ちなみに、筑波大学水田土壌中の Cd 濃度は $0.1 \mu\text{g/g}$ 程度であり、上記日本土壌のそれは $0.54 \mu\text{g/g}$ であるのでその約 $1/5$ である。今後の検討が待たれるところである。

表6 搬入年別カドミウム含有量

1) 単一検体 単位: $\mu\text{g/g}$

搬入年	検体数	範囲	対数変換値		実数復元値		実数値		標準超過 検体数	基準超過 出現値 (%)
			平均値	標準偏差	平均値	標準偏差	平均値	標準偏差		
昭和48年	45	N.D.~3.04	0.898	0.538	0.079	0.035	0.192	0.453	3	6.7
49年	153	N.D.~1.34	0.784	0.401	0.061	0.025	0.099	0.146	8	5.2
50年	274	N.D.~0.68	0.731	0.465	0.054	0.029	0.090	0.094	4	1.5
51年	161	N.D.~0.72	0.816	0.469	0.065	0.029	0.112	0.123	5	3.1
52年	323	N.D.~0.70	0.786	0.452	0.061	0.028	0.100	0.108	9	2.8
53年	126	N.D.~0.70	0.887	0.428	0.077	0.027	0.121	0.126	8	6.3
54年	73	N.D.~0.54	0.851	0.341	0.071	0.022	0.097	0.090	1	1.4
55年	41	N.D.~0.54	0.916	0.391	0.082	0.025	0.120	0.109	1	2.4
合計	1196	N.D.~3.04	0.795	0.450	0.062	0.028	0.105	0.142	39	3.3

N.D.=定量限界以下、伊藤、原田(1980)

4. 食糧のCd汚染と都市住民の健康

4.1 ヒトのCd摂取量の国際的比較

都市住民の食物は都市周辺や農山村の農耕地で収穫された食糧に依存している。その農耕地がCdで汚染されていれば都市住民のCd摂取量も多くなり、体内にCdを蓄積することになる。

Elinder (1985a) によれば、各国の住民の食物を介しての一日のCd摂取量は以下のように推定されている。

フィンランド	13	$\mu\text{gCd}/\text{日}$
ベルギー	15	〃
スウェーデン	10~20	$\mu\text{gCd}/\text{日}$
イギリス	10~20	〃
ニュージーランド	21	〃
アメリカ	10~30	〃
日本(非汚染地)	30~70	〃
日本(汚染地)	150~400	〃

アメリカとヨーロッパでは大きな個人差が認められるが、それでもCdの1日摂取量は10~30 $\mu\text{gCd}/\text{日}$ である。ここで重要なことは日本人の場合、非汚染地域の住民でも30~70 $\mu\text{gCd}/\text{日}$ のCdを摂取していることである。この値は外国人の2倍から数倍のCd摂取量に相当し、さらに汚染地域の住民は10~20倍のCd摂取量を示していることである。このことは非汚染地域へも汚染地

域で生産された汚染米が搬入されていることを示唆するものである。事実、東京都へ搬入された米を東京都が分析したところ1973年産米から3.04 $\mu\text{g}/\text{g}$ のCd汚染米が検出された。その産米は秋田県平鹿郡増田町農協から出荷されたものであった。当時増田町の水田はCd汚染田として指定されておらず、その後、秋田県の調査により平鹿平野の2,300haの水田がCdによって汚染されている可能性ありと報告され、現在そのうち1,137.5haが土壤汚染防止法にもとずく対策地域として指定されている(環境白書、昭和63年版)。著者も1974年に現地を訪れ調査した。それ以来、東京都は毎年都へ搬入される米のCd等の有害物質の分析を行っている。そのデータを表6に示した(伊藤、原田1980)。それによれば、東京都のCd汚染米基準0.40 $\mu\text{g}/\text{g}$ を超過する汚染米は1.4~6.7%であって1973年から1980年の8年間の平均は3.3%である。年度による変動は主に気候によるものと思われる。つまり、降雨量が少ない年は水田の乾田日数が多くなって水田土壌は酸化的になりやすく、また、降雨量の多い年は乾田日数が少なく、どちらかといえば水田土壌は還元的になりやすい。Cdは水田土壌が酸化的になればイネの根に吸収されやすいCdSO₄のような形となり、還元的になればイネの根に吸収されにくいCdSのような形になると推定されているからである。いずれにせよ、毎年数%のCd汚染米が搬入されているわけ

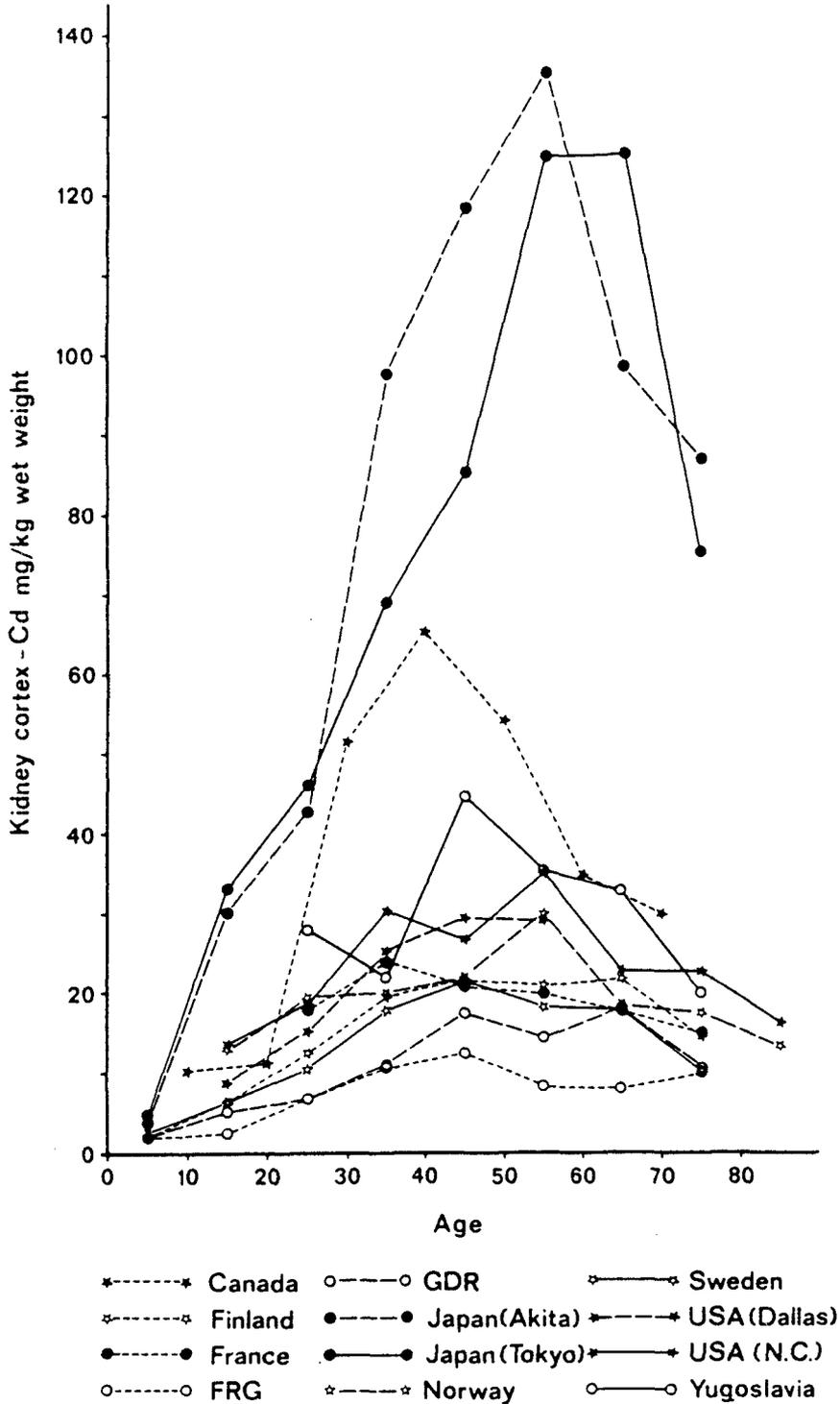


図4 年令別腎皮質中カドミウム濃度の平均値 (Elinder 1985b)

であり、都民のCd摂取量はそれだけ多いということになる。残念乍ら東京都は最近基準を超えるCd米は搬入されていないとして分析値を公表していない。

4. 2 ヒトの腎皮質中のCd濃度の国際的比較

さて、Cd摂取量が多くなれば体内に蓄積するCd量も多くなる。Elinder (1985b) は10カ国における腎皮質中のCd濃度と年齢との関係を調べており、それを図4に示した。日本の例では東京都民と秋田県民の例が掲載されている。両者は同程度であるが、外国人にくらべ非常に高い傾向を示している。このことは前述したように日本の場合、非汚染地域で生活している人々でも外国人にくらべて高いCd摂取量を反映しているものと推定される。日本人のCd摂取量は30~70Cd μ g/日であるとするこの値は米1日1人当り300g消費したとし、米中にCdが0.1 μ g/g含まれておれば30 μ g/日、0.2 μ g/g含まれておれば60 μ

g/日を摂取したことになる。しかし、他の食料品等からのCd摂取もあるわけであるから米中Cd濃度は上記値より低くてもよいことになる。

Cdは長期摂取によって肝臓と腎臓に蓄積し、とくに腎臓がCdの長期摂取のさいの臨界臓器であることは今日よく知られている。このことは、腎臓がCdによって最初に障害をうける臓器であることを示している。図4によれば、生まれたときの腎皮質中のCd濃度は低い値であるが加齢とともに増加してゆく。その増加傾向は日本人と外国人とでは異なっており、日本人の場合は急速に増加し、外国人にくらべて2~5倍程度そのレベルが高くなっている。ここで注目しなければならないことは腎皮質中のCd濃度が200 μ g/g程度蓄積するとその集団の10%に腎障害が発生する可能性のあること (Friberg, 1985), また、1日200 μ gのCd摂取が45年間継続するとその集団の約10%に尿細管性蛋白尿というという形の腎障害が発生する可能性のあることを示唆 (Friberg, 1985) していることである。

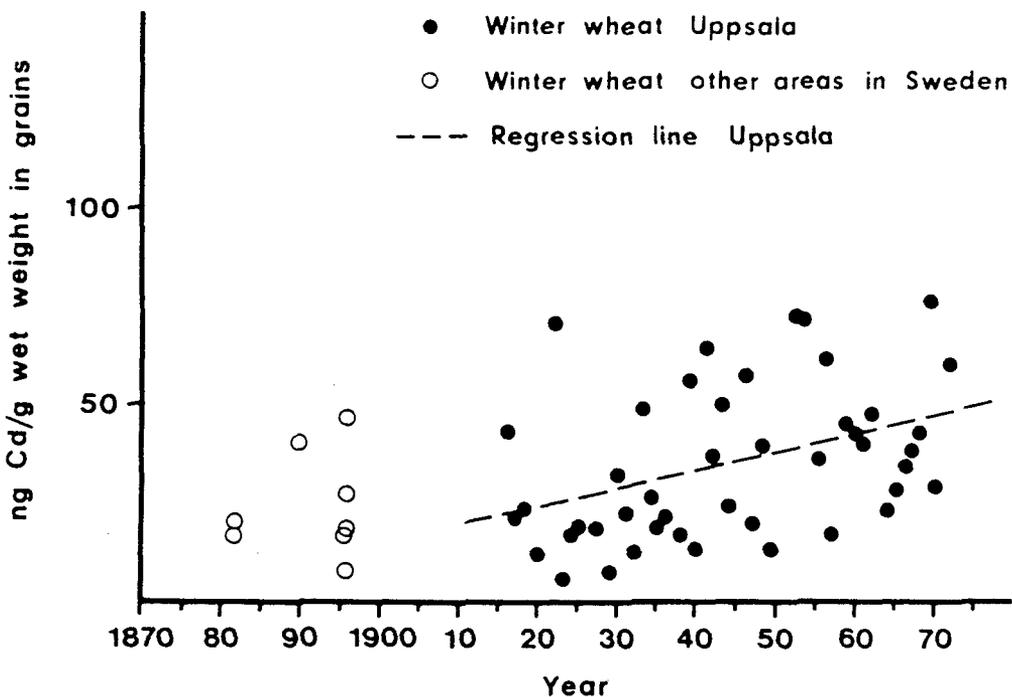


図5 ウプサラ市の近郊とスウェーデンの他地区で成長した冬小麦中の各年代におけるカドミウム濃度 (Kjellström ら, 1975)

つぎに興味のある調査がある。スウェーデン人の腎皮質中のCd濃度は $30\mu\text{g/g}$ 程度であり(図4)、日本人にくらべて顕著に低い値を示しているのであるが昔はもっと低かったというのである。図5はKjellström(1975)によってスウェーデン(ウプサラ市近郊とスウェーデン他地区)で栽培された小麦中のCd濃度について1880年産から1972年産までのものが分析された。とくに、1916年産から1972年産までのものは同一地域で栽培されたものである。年度によって小麦中のCd濃度には幅広いバラツキがあるが年の経過と共に明らかな増加傾向を示している。そのことはスウェーデンにおいてもCdの汚染は進行していることを示すものである。Cdの環境汚染が進行しておれば、19世紀のヒトの腎皮質中のCd濃度より現代のヒトのそれは高くなっているはずである。そのことを証明したのが図6である。

図6は19世紀末にスウェーデンで死亡した20才以上のヒトの腎皮質中のCd濃度を同年齢で非喫煙者の1970年初期に死亡したヒトのものとを比較したものである。この図で実線で示した黒い部分は19世紀末のヒトの腎皮質中のCd濃度の分布であり、点線の白い部分は1970年初期のヒトのそれである。両者には明らかに差異があり、濃度の高いほうへ中央値は移動している。これらの結果からElinderら(1985b)は今世紀に入ってからス

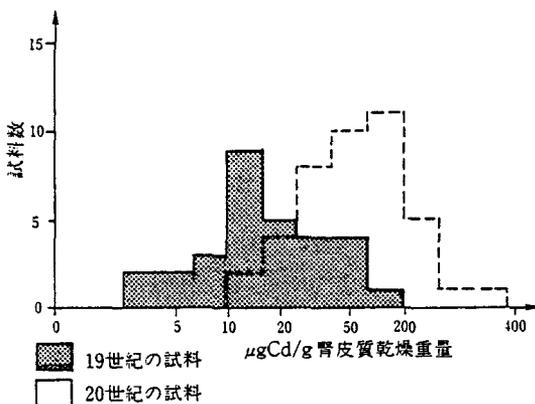


図6 19世紀の試料(推定最大値)と20世紀の試料からの腎皮質中カドミウム濃度の分布 (Elinderら, 1985)

ウェーデンの住民の腎臓へのCd負荷が増加してきたことを示唆すると述べている。しかし、日本人の場合はスウェーデン人のそれより数倍高濃度に蓄積しており、しかも腎障害をおこす濃度($200\mu\text{g/g}$)の $1/2$ 濃度までになっていることは注目に値する。

5. おわりに

金属は人類の文明を発展させるうえで大きな役割を果たしてきたし、今後も果たすことであろう。さらに文明を発展させるためには、それら資源の確保、有効利用を計らなければならないことはいうまでもないが、それら金属のなかにはヒトの健康に対して有害なものも含まれていることである。Cd, Hg, Asの例をひくまでもないであろう。

さらには最近のハイテクノロジーでは新しい金属元素が用いられ、また使用が予定されている。それらの金属のなかにはヒトの健康に有害なものもあり、また、ヒトの健康との関係において研究が不十分なものも多い。したがって、今後資源を有効利用するうえからも、それら資源の生産、消費ならびに廃棄の各過程において環境へ放出されるそれら重金属の環境中での挙動、とくに、ヒトの健康とのかかわりについての研究は重要であり、さらには、有害金属の環境への放出を極力さける技術開発が望まれる。

今回はCdのグローバル・サイクルについてふれた。日本でのこの種の研究は皆無に等しい。オゾン層の破壊、温暖化ガスによる地球の温暖化、酸性雨、砂漠化等地球環境問題が注目を浴びているとき、有害微量元素の地球規模のサイクルについても日本の研究者は目をむけるべきであろう。そのさいの参考になればと思いNriaguらの研究成果の若干を紹介した次第である。彼らも主張しているようにCdのグローバル・サイクルの研究を行うにあたっては不確実要素があまりにも多すぎたことである。それを少しでも確かなものにするためには各国や各地域の確度の高いデータの集積が必要であることはいうまでもないことである。

そのために、東京の例について若干述べた。と

くに、著者らがCd使用工場によるCd汚染問題を提起するまではCd汚染といえば、山間部の鉱山地帯や金属製錬所周辺ならびにそれらの工場排水の流入する河川流域の水田地帯における公害問題と思われてきた。ところが、著者らがCd使用工場、セメント工場等もCd汚染源となっていることを指摘して以来都市におけるCd汚染も重要視されるようになった。そこで、東京都におけるCd使用工場、セメント工場によるCd汚染発見のいきさつ等にもふれ、記録に残したいと思ったのであえて記した次第である。

Cd汚染源は多様化しており、とくに、都市におけるCdのサイクルや物質収支の試算は困難であるが、この種の研究はいま重要である。なぜならば、都市及びその周辺の土壌がCd等の重金属によって汚染されればその復元には莫大な費用を要するばかりでなく、都民の憩いの場でもあり、緑の空間でもある都市農業に大きな打撃を与えるからである。東京の農業は都民の野菜の供給基地として都民消費量の約1割を供給しているのである。

したがって、環境へ放出される有害金属を極力さけることは有限の資源を有効に利用するうえからも重要であるばかりでなく、環境汚染を未然に防止し、ヒトが健全な環境のもとで健康な生活をおくるうえからも重要な課題となっているのである。

文 献 一 覧

- Andersson, A.
1977 Heavy metals in Swedish soils. *Swed. J. Agric. Res.*, 7,7~20.
- 浅見輝男・手島礼子
1978 規模の異なる都市の道路わき粉じんの重金属含有率, 茨城大学農学部学術報告, 26号117~125.
- Brown, L. R.
1980 地球白書, pp.8., ダイヤモンド社
- Elinder, C. G.,
1985 a Chapter3 : Use and occurrence of cadmium in the environment. In "Cadmium and health"
Vol.1. Ed:Friberg, L., Elinder, C. G., Kjellström, T. and Norberg, G. F., pp.81~102.
- 1985 b Chapter 5: Normal values for cadmium in the environment. *ibid.* pp.23~63.
- Friberg, L.
1985 イタイタイ病セミナー講演集pp.7~17. イタイタイ病対策協議会
- 本間 慎
1974 セメント工場周辺の重金属汚染について, 文部省特定研究, 人間生存と自然環境, 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(代表者, 熊沢喜久雄) 報告書, pp.60~73.
- 1982 都市環境における重金属の分布と挙動, 文部省科研報告書(代表者, 浅見輝男), pp.103~114.
- 板野義太郎・河田昌東・依田欣哉
1974 加熱集じん工程と重金属の濃縮排出, 科学, Vol.44, No.8., pp.487~494.
- 伊藤弘一・原田裕文
1980 都内搬入米におけるカドミウム含有率について東京衛研年報31,(1), pp.142~148
- Kjellström, T., Lind, B., Linnman, L., and Elinder, C. G.
1975 Variation of cadmium concentration in Swedish wheat and baley. *Arch. Environ. Health*, 30, pp.321~328.
- 松井孝典
1989 地球46億年の孤独, pp.139~144. 徳間書店
- 森下豊昭
1972 土壌の汚染, 化学工業, 10月号, pp.37
- 森下豊昭・西知己・香川邦雄
1986 同一圃場からのジャポニカ, インディカ, ジャワ, および交雑型水稻66品種産米中のカドミウム自然賦存濃度, 日本土壤肥料学雑誌, 57, pp.293~296.
- Nriagu, J.O.
1980 Cadmium in the Environment. Part 1. pp.1~12. John Wiley & Sons.
- pendias, A.K. & Pendies, H.
1984 Trace Elements in Soil and Plants. pp.4., CRC Press.

資源エネルギー庁

1989 「鉱業便覧，平成元年度版」 pp.88 ～89.

渋谷政夫

1979 土壤汚染の機構と解析 ((渋谷政夫編著)
pp.267. 産業図書

新村出

1971 「広辞苑第2版」 pp.958 .岩波書店，

東京都

1970 水田等のカドミウム汚染の調査結果と今後の
措置について

東京都公害局

1974 日の出村におけるカドミウム汚染調査結果
pp.9 ～47.

東京都環境科学研究所

1988 浮游粒子状物質測定データ集， pp.1～122.

Key Words (キー・ワード)

Production and Consumption of Cadmium (Cd の生産と消費), Global Cycle of Cadmium (Cd の地球的循環), Pollution of Cadmium in Urban Area (都市の Cd 汚染), Cadmium Concentration of Unpolished Rice (玄米中の Cd 濃度), Daily Intake of Cadmium (Cd 摂取量), Cadmium Concentration in Kidney Cortex (腎皮質中の Cd 濃度)

Environmental Cycle of Cadmium and Health of Urban Residents

Shin Homma*

*Tokyo University of Agriculture and Technology, Faculty of Agriculture

Comprehensive Urban Studies, No. 40, 1990, pp.171-188

Cadmium production and consumption have increased considerably since the beginning of this century. World production of cadmium has increased from less than 10 tons a year at the beginning of the century to about 15,000 tons in 1978. The major cadmium producing countries are Japan, U.S.A., Canada, Belgium and West-Germany.

This paper outlines the worldwide emission of cadmium into the atmosphere from natural and anthropogenic sources as estimated by Nriagu (1985). He showed that the annual deposition of cadmium from anthropogenic sources is about ten times higher than that from natural sources. Global and local cycles of cadmium emission were discussed within a one-year frame.

Cadmium is highly toxic to human beings and concentrates in the kidney. In twelve studies conducted in ten countries, Elinder (1985) investigated cadmium concentration in the kidney cortex in relation to age. In most countries, cadmium concentration in the renal cortex of middle-aged people ranges between 20 and 40 mg/kg, while in Japan it is around 100 mg/kg for the same age group. A high correlation between daily cadmium intake and elevated tissue levels is apparent in Japan. (Tokyo University of Agriculture and Technology, Faculty of Agriculture, 183; Fuchu Tokyo, Japan)