

都市公園土壌にみる重金属集積とその影響

坂上寛一*・水沢靖弥*・菅原十一**

Accumulation and the Effects of Heavy Metals in Soils of City Park

Kan-ichi Sakagami*, Yasuhiro Mizusawa* and Toichi Sugawara**

はじめに

都市中心部において土壌中の重金属含有量は他の地域と比べて高い濃度で存在する。重金属の汚染経路としては大気を媒体とするもの、水を媒体とするものが考えられる。大気を媒体としているものの中には都市公園などにみられる重金属の集積がある(嶋田ら, 1973, 坂上ら, 1981, Komai, 1981 など)。

坂上らが1979年に国立科学博物館附属自然教育園内の土壌中、ばいじん中の重金属量を測定してから約20年が経過した。20年前の自然教育園(東京都港区)の表層土壌における重金属含有率は、自然教育園内のミズキ林の地点において、銅:189mg/kg、亜鉛:203mg/kg、鉛:167mg/kg、カドミウム:1.25mg/kgであった(坂上ら, 1981)。それに対し、飯村(1979)は、わが国の非汚染地土壌の重金属含有量として銅:35mg/kg、亜鉛:83mg/kg、鉛:37mg/kg、カドミウム:0.45mg/kgを挙げている。また、浅見(2001)は、日本土壌協会(1984)のデータをまとめて、非汚染の森林土壌表層土の金属濃度として、銅:21.4mg/kg、亜鉛:50.2mg/kg、鉛:16.4mg/kg、カドミウム:0.266mg/kg、ニッケル:16.8mg/kgを挙げている。このことから都心に位置する自然教育園の土壌は一般の土壌に比べ重金属含有量が高いことが分かる。そして、この土壌中の高い重金属含有量の原因として坂上ら(1981)は、主に自動車交通に伴い発生するばいじんの影響が大きいことを指摘した。自動車により発生する重金属を含むばいじんが道路周辺環境に重金属を付与しているものと考えられる。

この20年の間に自然教育園の周辺の環境は変化し、交通量も変化した。そこで、この間の変化の影響を調べるために、現在の自然教育園内の土壌中および、ばいじん中の重金属含有量を測定し、20年後の変化を調査することにした。また、自然教育園内の植物は観察の限りでは、重金属の影響を受けていないように思われる。そこで土壌から容易に遊離し、植物に影響を与え得ると考えられる形態の重金属含有量をあわせて調べ、重金属の環境への影響を考察した。

* 東京農工大学農学部, Tokyo University of Agriculture and Technology

** 国立科学博物館附属自然教育園, Institute for Nature Study, National Science Museum

1. 試料および方法

(1) 試料

自然教育園は東京都港区にあり、20haの面積を有する。周辺は住宅及び商業地区である。自然教育園の周縁には幹線道路である目黒通りと首都高速道路2号線があり、自動車交通量が多い。

調査地点はそれぞれの林相を異にし、また、道路からの距離も異なる6地点である(図1)。6地点はミズキ林、シイ林、コナラ林、マツ林、草地、高速道路際(シイ林)の順に、より道路に接近する。なお、土壌は1999年3月に採取した。

(2) 実験方法

6地点の表層土壌中の銅、亜鉛、鉛、カドミウム、ニッケルの全含有率を測定した。また、同一地点で降下ばいじんを捕集し、ばいじん中の重金属含有率を同様に測定した。

また、全重金属含有量のうちには、その存在形態により比較的容易に溶解する重金属も含まれている。それらの量を以下の3方法で別々に測定した。すなわち、土壌溶液、過酸化水素分解液、および0.1規定塩酸振とう抽出液に溶解している重金属である。

6地点の土壌溶液を採取し、土壌溶液中の銅、亜鉛、鉛、カドミウムの含有率を測定した。

また、土壌有機物を過酸化水素水で分解し、分解液中の重金属含有率を同様に測定した。

さらに、土壌から0.1規定塩酸で振とう抽出した抽出液中の重金属含有率を同様に測定した。

① 試料採取及び試料の調整

試料採取は1999年3月19日に行った。風乾させたのち、プラスチック製の2mmメッシュのふるいにかけて。これを風乾土とした。

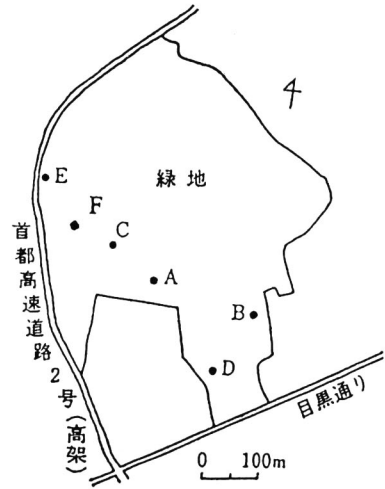
② 降下ばいじんの捕集法

降下ばいじんの捕集は、菅原の方法(1980)で、林内雨量計を用いて林内雨を捕集したのち、林内雨を蒸発させ、乾固して、林内雨中に懸濁しているばいじんを得た。林内雨量計に0.5mmメッシュの網をかぶせて、落葉及び枝の混入を防いだ。

③ 土壌およびばいじん中の重金属の測定法

土壌およびばいじん中の重金属含有量の測定は、蛍光X線装置(理学電機社, RIX3000)を使用し、1:4のセルローズパウダー法を用いて測定した。測定元素は亜鉛、銅、鉛、カドミウム、ニッケルである。

土壌の重金属測定には、風乾土をメノウ乳鉢により微細化した後、105℃、24時間乾燥させた。その試料を、同様に105℃、24時間乾燥させたセルローズパウダーと重量比1:4で混合し、アルミリングを用い、プレス装置(理学電機社)でプレスし、蛍光X線装置にセットした。なお、標準試料と



A, ミズキ林; B, シイ林; C, コナラ林; D, 草地; E, 高速道路際; F, マツ林

図1 調査地点の位置

して、通産省工業技術院作成の岩石試料（JF-2, JA-2, JB-2, JR-2, JSd-2, JG-3, JLS-1, JA-3, JDo-1）を使用した。

ばいじん中の重金属量測定は同様に蛍光X線装置（理学電機社、RIX3000）を使用し1：4のセルロスパウダー法を用いて行った。

④ 土壤溶液中重金属含有率の測定

土壤を超遠心分離することにより土壤溶液を採取した。遠心分離には遠心分離機（pF水分測定用冷却高速遠心機、H-14000pF）を用いた。試料が入った100ml容のコアを遠心分離機にセットし、pF4.1（13000rpm）の土壤溶液を得た。得られた溶液を10倍希釈または原液のまま原子吸光度計（日立、ゼーマン式、R-8100）によって燃焼フレーム法で重金属を測定した。

⑤ 過酸化水素分解による重金属含有率測定

風乾土10gをトルビーカーにとり過酸化水素を加え、ホットプレートで温めながら土壤の有機物を分解させた。分解後の溶液を濾過し、原子吸光度計によって燃焼フレーム法で測定した。

⑥ 0.1規定塩酸抽出による重金属含有率の測定

風乾土10gを100ml容のピーカーにとり、0.1規定塩酸を50.0ml加え、1時間振とうしたあと、乾燥ろ紙でろ過し、試料液とした。原子吸光度計により燃焼フレーム法で測定した。

2. 結果及び考察

1) 土壤中の重金属含有率

結果を表1に示した。ニッケルは高速道路際の地点で最高値52mg/kg、ミズキ林の地点で最低値38mg/kgであった。全体的に見て地点による大きなばらつきは見られなかった。銅はマツ林の地点で最高値267mg/kgであった。最低値は草地で186mg/kgであった。亜鉛は高速道路際で最高値819mg/kgであった。最低値はミズキ林で226mg/kgであった。特に高速道路際の値は他の地点と比べて異常に高いが、他の地点間では大きな差は見られなかった。カドミウムはすべての地点で0.06mg/kgから0.10mg/kgと低い値を示した。鉛は高速道路際で最高値445mg/kgであった。最低値は草地で103mg/kgであった。鉛も亜鉛と同様に高速道路際で特に高い値となっていた。

すべての地点の値は銅、亜鉛、鉛において、一般の土壤としての重金属含有率である、銅：35mg/kg、亜鉛：83mg/kg、鉛：37mg/kg（飯村、1979）をはるかに超えた値となった。カドミウムにおいては一般土壤の重金属含有率であるカドミウム：0.45mg/kg（飯村、1979）をすべての地点で下回った値となった。この結果から自然教育園内の土壤中のいくつかの重金属含有率が一般の土壤と比較して高い値を示していることが明らかである。

表1 各地点の土壤中の重金属含有率（1999）

地点	Ni	Cu	Cd	Pb	Zn
高速道路際	52	220	0.06	445	819
マツ林	51	267	0.07	250	307
コナラ林	41	231	0.10	143	290
ミズキ林	38	210	0.09	150	226
シイ林	51	251	0.07	267	336
草地	40	186	0.09	103	354

単位(mg/kg)

これら重金属の植物への影響を見ると、置換性ニッケル30mg/kg以上の場合、干ばつ年に北海道のバレイショに過剰障害の発生が見られた。植物に対する鉛の毒性は鈍いが、全鉛の極端に高い含有率(1000mg/kg)においては葉色が濃くなり萎縮症状となったり、生育が抑制されたりするが、そのような高含有量にはなっていない。水稻では鉛が50~150mg/kgで障害が出はじめる。亜鉛では土壤汚染の未然防止に係る環境庁の管理基準としての全亜鉛量は120mg/kgである(渋谷, 1979)。

2) 1999年と1979年の土壤中重金属含有率の比較

1999年と1979年の土壤中銅, 鉛, 亜鉛含有率の比較をそれぞれ図2, 3, 4に示した。土壤中における重金属は、一般的には粘土鉱物などに吸着しており、容易には放出されない。したがって、1979年の土壤中の重金属含有量(坂上ら, 1981)には、その後20年間の新たな重金属が付与されることになり、1999年の重金属含有率は、1979年より上回っていると予想された。結果的にも、20年前のほうが現在より濃度が上回っているものが数点みられたが、銅をはじめ、全体的に1999年の重金属含有率のほうが上回っていた。

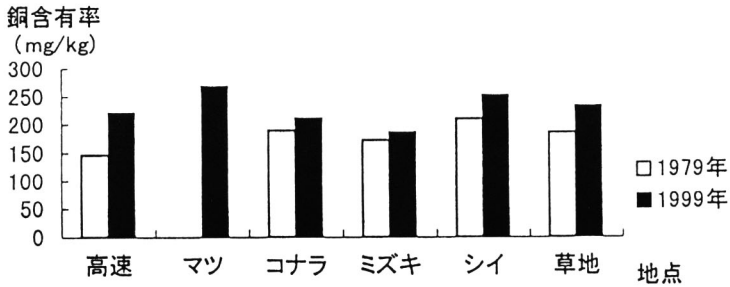


図2 1999年と1979年の銅含有率比較

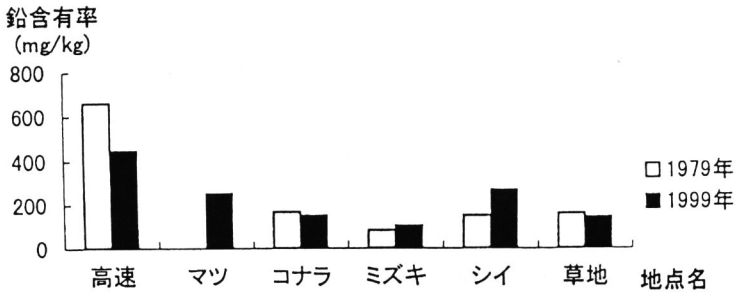


図3 1999年と1979年の鉛含有率比較

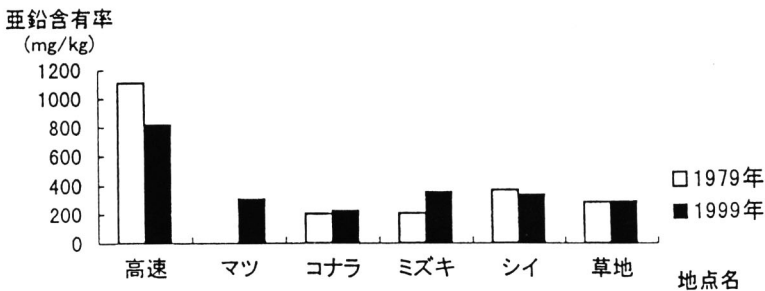


図4 1999年と1979年の亜鉛含有率比較

3) 降下ばいじん中の重金属濃度

降下ばいじんの各月ごとの捕集量を表2に示した。月別の降下ばいじん量には、特に季節的特徴は見られなかった。各地点別に見ると、草地を除き高速道路際を含む樹林地では量的に大きな特徴は見られなかった。数値は少ない月で6～8g/m² 多い月で20g/m²であった。草地は他の樹林地地点と比べて低い値であった。多い月でも10g/m²を超えることはなかった。この原因としては草地には林冠がないため、ばいじんの捕集効果が弱いことによると考えられる。また各地点のばいじん捕集量は1979年に比べ、大きな変化は見られなかった。

表2 1999年の降下ばいじん量

月	降水量	高速道路	マツ林	コナラ林	ミズキ林	シイ林	草地
1	24.0	8.77	7.78	6.65	6.40	9.22	4.30
2	37.0	10.25	8.82	6.60	6.51	9.10	4.32
3	157.5	17.35	16.05	11.08	10.40	18.50	3.31
4	187.5	16.70	15.49	9.50	9.40	18.70	2.95
5	109.5	16.60	15.14	10.51	10.24	18.20	3.08
6	207.5	17.70	16.09	12.11	11.66	19.55	2.14
7	274.5	17.08	15.08	10.70	10.60	18.11	2.01
8	172.0	15.70	14.79	11.40	11.64	17.71	2.73
9	64.0	14.59	13.70	8.40	8.43	16.66	3.85
10	78.5						
11	53.5						
12	7.0						
月平均	114.4	14.97	13.66	9.66	9.47	16.19	3.19

単位(g/m²)

降下ばいじん中の重金属含有率について表3に示した。各地点別に見ると、道路からの距離が近い地点ほど重金属含有率が高くなるという傾向が見られた。

表3 1999年の自然教育園のばいじん中重金属含有量

	Ni	Cu	Cd	Pb	Zn
高速('99,1-3)	100	579	0.08	306	3560
高速('99,4-5)	55	452	0.08	130	1876
高速('99,6-7)	90	516	0.08	216	1777
高速('99,8-9)	88	461	0.08	200	1543
マツ('99,1-3)	80	412	0.08	246	2098
マツ('99,4-6)	86	416	0.08	208	1932
マツ('99,7-9)	118	451	0.08	208	1817
コナラ('99,1-4)	127	454	0.08	385	1857
コナラ('99,5-6)	60	266	0.08	138	1134
コナラ('99,7-9)	63	303	0.09	142	978
ミズキ('99,1-4)	69	236	0.08	186	1233
ミズキ('99,5-6)	51	219	0.08	109	1065
ミズキ('99,7-9)	63	199	0.08	108	887
シイ('99,1-3)	42	290	0.08	128	1281
シイ('99,4-5)	41	142	0.09	65	782
シイ('99,8-9)	90	282	0.08	172	1101
草地('99,1-2)	52	405	0.08	252	1921
草地('99,3-4)	93	355	0.08	364	2120
草地('99,5-9)	177	402	0.08	320	2188

単位(mg/kg)

ばいじんによる重金属付与量を表4に示した。重金属付与量は、降下ばいじん量と降下ばいじん中重金属含有率の積によって求めた値である。また1999年に加えて、これまでに調査した1979年、1991年のデータも併せて銅、鉛、亜鉛の重金属付与量の変化をそれぞれ図5、6、7に示した。年度別の変化としては降下ばいじん中重金属含有率の傾向と同じであった。ニッケル、鉛においては特に変化はなく、銅、亜鉛については1979年よりも1991年、1999年の方が、高い傾向を示した。ニッケルの値は0.5mg/m²/月から3.0mg/m²/月であった。銅については0.65mg/m²/月から7.0mg/m²/月であった。鉛については0.8mg/m²/月から5.5mg/m²/月であった。亜鉛については4.0mg/m²/月から48.0mg/m²/月であった。地点別に見ると、1991年、1999年においては道路からの距離が近いほど銅、鉛、亜鉛の付与量が高いという傾向が見られた。

表4 1999年の降下ばいじんによる重金属の付与率

	Ni	Cu	Cd	Pb	Zn
高速('99,1-3)	1.21	7.02	0.001	3.71	43.16
高速('99,4-5)	0.92	7.53	0.001	2.16	31.24
高速('99,6-7)	1.57	8.97	0.001	3.76	30.90
高速('99,8-9)	1.33	6.98	0.001	3.03	23.37
マツ('99,1-3)	0.87	4.48	0.001	2.68	22.83
マツ('99,4-6)	1.34	6.48	0.001	3.24	30.09
マツ('99,7-9)	1.71	6.55	0.001	3.02	26.39
コナラ('99,1-4)	1.07	3.84	0.001	3.26	15.71
コナラ('99,5-6)	0.68	3.01	0.001	1.56	12.83
コナラ('99,7-9)	0.64	3.08	0.001	1.44	9.94
ミズキ('99,1-4)	0.56	1.93	0.001	1.52	10.08
ミズキ('99,5-6)	0.56	2.40	0.001	1.19	11.66
ミズキ('99,7-9)	0.64	3.10	0.001	1.45	10.00
シイ('99,1-3)	0.52	3.56	0.001	1.57	15.72
シイ('99,4-5)	0.76	2.62	0.002	1.20	14.43
シイ('99,8-9)	1.55	4.85	0.001	2.96	18.92
草地('99,1-2)	0.22	1.75	0.000	1.09	8.28
草地('99,3-4)	0.29	1.11	0.000	1.14	6.64
草地('99,5-9)	0.49	1.11	0.000	0.88	6.04

単位(mg/m²/月)

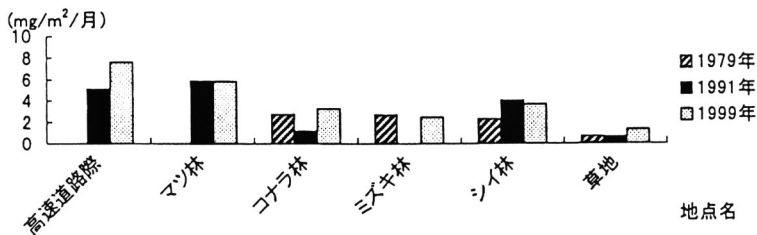


図5 Cuの各地点の月当たり降下ばいじんによる重金属の付与量

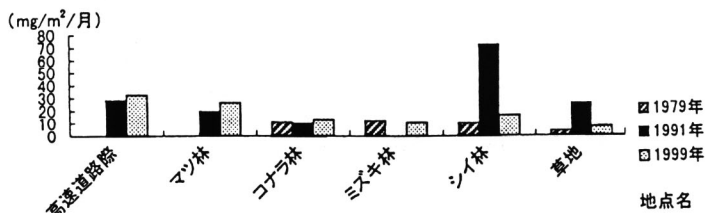


図6 Pbの各地点の月当たり降下ばいじんによる重金属の付与量

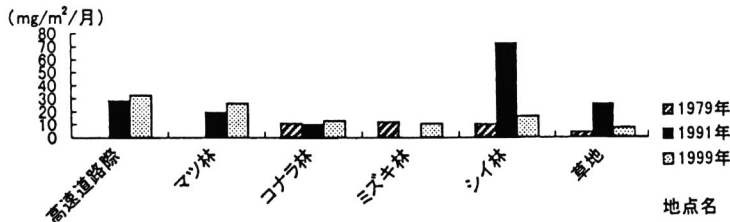


図7 Znの各地点の月当たり降下ばいじんによる重金属の付与量

自然教育園における土壌への重金属の付与は自然教育園周辺の首都高速道路、目黒通りを走行する自動車のタイヤの磨耗や排気ガスによるばいじんが大きな影響をもたらしていると考えられる（坂上ら、1981）ので、自動車の交通量の変化みると、表5、6のように、明らかな違いがあり、首都高速道路の交通量が20年の間に10倍以上になったのに対し、目黒通りの交通量は若干減少のみである。1978年では、首都高速道路の自動車交通量が60000台、目黒通りの自動車交通量が59000台とほぼ同程度であるが、1996年では、首都高速道路の自動車交通量が884000台、目黒通りの自動車交通量が56000台と首都高速道路の自動車交通量が断然多くなっている。なお、1990年代のディーゼルエンジンの割合はほぼ20%である。

表5 首都高速道路交通量

年度	1970	1978	1994	1995	1996	1997	1998
一日平均交通量	72	60	873	881	884	868	860
うち大型車台数			78	78	77	75	70

注. 三輪車以上の物である。

(単位:千台)

注. 午前7時から午後7時までの12時間測定による。

表6 目黒通り交通量

年度	1970	1978	1994	1995	1996
一日平均交通量	72	59	56	57	56
うち大型車台数			23	24	24

注. 三輪車以上の物である。

(単位:千台)

注. 午前7時から午後7時までの12時間測定による。

注. 目黒通りを含む全10地点を10で割った数字である。

4) 土壌中重金属含有率と降下ばいじんの関係

降下ばいじんによる重金属付与量と土壌中の重金属含有率の関係について図8、9、10、11、12に示した。カドミウムは負の相関を示したものの、その他のニッケル、銅、鉛、亜鉛に関しては正の相関が得られた。降下ばいじんによる重金属付与量が多ければ多いほど土壌中の重金属含有率は高くなる傾向が認められた。このことは重金属による土壌汚染の特徴の一つでもあるが、重金属が分解せず、また流亡もせず長い年月の間に土壌に蓄積していくことを示している。山本（1984）は、土壌中の金属元素含量に対する各画分の平均寄与率について、銅、亜鉛、ニッケルでは、そのほとんどが脱鉄処理液画分、粘土画分など無機成分画分にあるとした。つまり、土壌中の銅、亜鉛、ニッケルはほとんどが容易には抽出できない部位に吸着されていることになる。

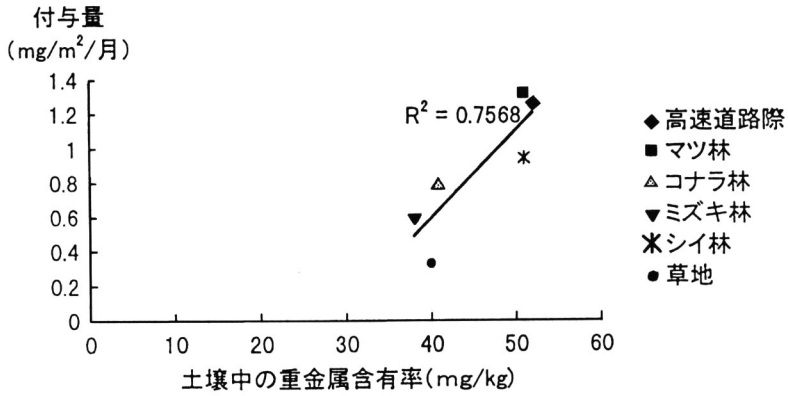


図8 Niにおける降下ばいじんによる重金属の付与量と土壤中の重金属含有率の関係

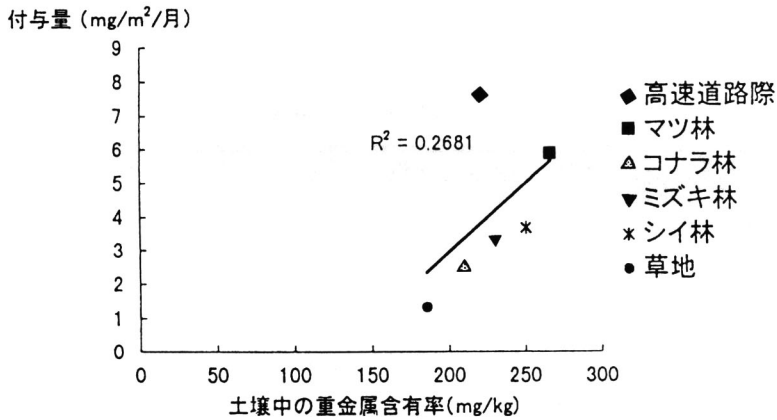


図9 Cuにおける降下ばいじんによる重金属の付与量と土壤中の重金属含有率の関係

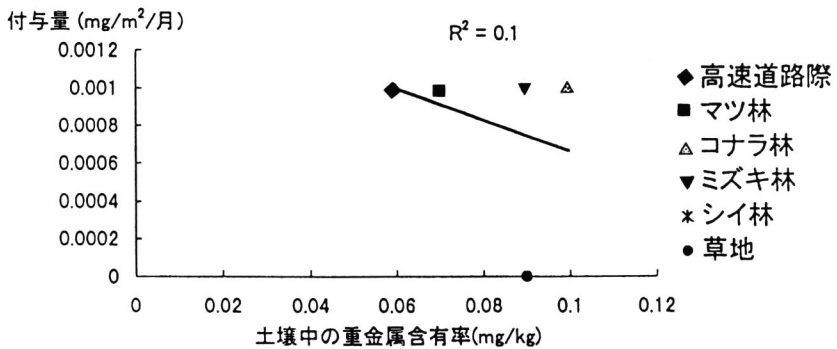


図10 Cdにおける降下ばいじんによる重金属の付与量と土壤中の重金属含有率の関係

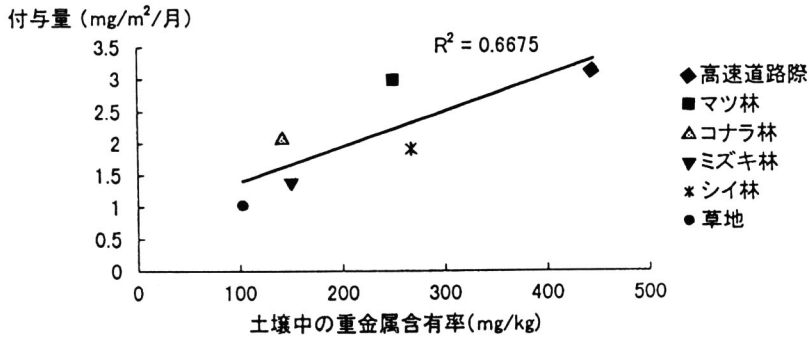


図11 Pbにおける降下ばいじんによる重金属の付与量と土壤中の重金属含有率の関係

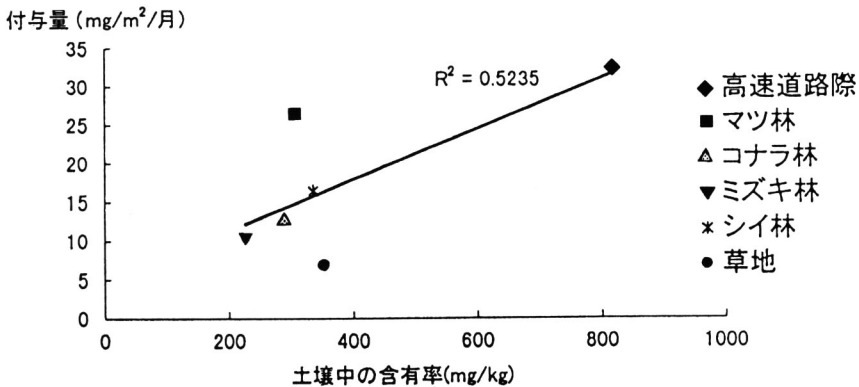


図12 Znにおける降下ばいじんによる重金属の付与量と土壤中の重金属含有率の関係

5) 植物に影響を与え得ると考えられる土壤中の重金属量

土壤中における重金属は土壤の様々な部位に吸着されている。重金属がどの部位にどのくらいの量が吸着されているのかを知ることは、植物や人畜への影響を考える上で大変重要なことである。土壤溶液中や、容易に抽出できる部位に吸着されている重金属は植物や人畜に影響を与え得る。

自然教育園内の植物は、観察上は重金属の影響を受けていないようにみえるが、植物に影響する形態の重金属量を測定して、その当否を確認する必要がある。そこで土壤から容易に遊離する重金属が、植物に影響を与えると考えると、そのような可能性のある土壤中の重金属の形態として、土壤溶液中の重金属、土壤有機物と結合した重金属（過酸化水素の分解により溶出する重金属）、0.1規定塩酸抽出の重金属を定量した。結果は表7, 8, 9に示した。

(1) 土壤溶液中重金属含有量

土壤溶液中の重金属量は全体的に低い値であった（表7）。カドミウム、鉛はすべて測定不能であった。測定された中では銅は0.01mg/kgから0.09mg/kgであった。亜鉛は0.19mg/kgから5.64mg/kgであった。土壤中の全重金属含有率と比較すると非常に低い値である。土壤溶液中成分は植物に対して直接影響を与えるものであることを考えると、この値が微量であることは自然教育園内の植物が重金属の影響を大きくは受けていないこと示していると思われる。

表7 土壤溶液中重金属量

地点	Cu	Cd	Pb	Zn
高速道路際	0.01	n.d.	n.d.	0.30
マツ林	n.d.	n.d.	n.d.	0.19
コナラ林	0.04	n.d.	n.d.	3.10
ミズキ林	0.06	n.d.	n.d.	5.64
シイ林	0.09	n.d.	n.d.	2.34
草地	0.00	n.d.	n.d.	0.64

(単位:mg/kg)

(2) 過酸化水素分解による土壤中重金属含有量

表8は土壤中の有機物に固定された重金属含有量である。結果は土壤溶液中の重金属量と同じく非常に低い値であった。カドミウムはすべて測定不能であった。銅は0.05mg/kgから0.20mg/kgであった。鉛は0.58mg/kgから1.18mg/kgであった。亜鉛は0.08mg/kgから0.67mg/kgであった。

(3) 0.1規定塩酸抽出による土壤中重金属含有量

0.1規定塩酸抽出による土壤中の重金属量の結果を表9に示した。0.1規定塩酸抽出は一般に環境基準の重金属量を測定するときにも用いられている測定方法である。結果は、土壤溶液中重金属量や、過酸化水素分解による土壤中重金属量の値よりも大きい値であった。銅は4.44mg/kgから9.78mg/kgであった。カドミウムは0.15mg/kgから0.53mg/kgであった。鉛は2.08mg/kgから19.15mg/kgであった。亜鉛は19.3mg/kgから175.4mg/kgであった。高速道路際地点で銅を除く重金属がいずれも他地点より高かった。土壤中の全重金属含有量と比較すると、銅においては全重金属含有量の約50分の1程度であった。鉛においても約50分の1程度であった。亜鉛においては約10分の1程度であった。

0.1規定塩酸抽出による土壤中含量の土壤汚染防止法の基準は銅で125.0mg/kg以下、カドミウムでは1mg/kg以下である。ここでは、いずれも基準値以下であった。鉛、亜鉛についてはとくに基準値は定められていないが、その影響程度をさらに検討したい。

表8 過酸化水素分解による重金属含有量

地点	Cu	Cd	Pb	Zn
高速道路際	0.13	n.d.	0.98	0.67
マツ林	0.13	n.d.	0.58	0.56
コナラ林	0.05	n.d.	0.78	0.13
ミズキ林	0.05	n.d.	1.18	0.13
シイ林	0.05	n.d.	0.78	0.27
草地	0.20	n.d.	0.58	0.08

(単位:mg/kg)

表9 0.1規定塩酸抽出の重金属量

地点	Cu	Cd	Pb	Zn
高速道路際	4.75	0.53	19.15	175.4
マツ林	6.72	0.15	10.94	33.7
コナラ林	6.76	0.30	5.21	37.3
ミズキ林	9.78	0.18	7.03	19.3
シイ林	4.44	0.30	7.42	50.8
草地	5.84	0.42	2.08	59.5

(単位:mg/kg)

おわりに

今回の調査の結果は、20年前と同様に、高濃度の重金属が土壌中に存在しており、生物の生育に障害をおよぼしかねないことが懸念された。しかし、各種抽出法による、その影響の解析からは、重金属は土壌に特異的に吸着しており、重金属は土壌水中には容易に遊離されないことにより、生物への悪影響が免かれていることが明らかになった。ただし、今後もモニタリングする必要がある。

引用文献

- 浅見輝男. 2001. データで示すー日本土壌の有害金属汚染. アグネ技術センター.
- 飯村康二. 1979. 土壌中における重金属元素の動きー主として土壌化学的見地からー. 土壌汚染の機構と解析 (渋谷政夫編), 産業図書.
- Komai, Y. : Heavy metal contamination in urban soils. 1. Zinc accumulation phenomenon in urban environments as clues of study. 1981. Bull. Univ. Osaka Pref., Ser. B, 33, 7-15
- 日本土壌協会. 1984. 土壌汚染環境基準設定調査ーカドミウム等重金属自然賦存量調査解析 (昭和59年3月).
- 坂上寛一・宮田千春・梶田初美・菅原十一・浜田竜之介. 1981. 降下ばいじんによる重金属の土壌への付与. 土肥誌, (52) : 181-186.
- 渋谷政夫編. 1979. 土壌汚染の機構と解析. 産業図書.
- 嶋田典司・住吉雅己・豊田正司・佐藤幸夫・小島道也. 1973. 道路周辺の土壌及び植物の鉛, 亜鉛, カドミウムによる汚染. 千葉大学園芸学部学術報告, (21) : 65-73
- 菅原十一. 1980. 自然教育園の煤塵量について. 自然教育園報告, (10) : 57-67.
- 山本克巳. 1983. 土壌中の微量金属元素の動態に関する粘土化学的研究. 農業技術研究所報告, (B) : 171-229