東京都内の主要道路における道路粉塵, 街路土壌および街路樹葉の重金属蓄積

白石さやか, 渡邊 泉, 久野 勝治

東京農工大学農学部 (〒183-8509 東京都府中市幸町3-5-8)

[平成14年 7 月30日受理]

Heavy Metal Accumulation in the Street Dust, Roadside Soil and Roadside Tree Leaves Near by Main Streets in Tokyo, Japan

Sayaka SHIRAISHI, Izumi WATANABE and Katsuji KUNO

Department of Environmental Conservation,
Tokyo University of Agriculture and Technology
(3-5-8 Saiwai-cho, Fuchu, Tokyo 183-8509)

[Received July 30, 2002]

Summary

Concentrations of Mn, Fe, Cu, Zn, Cd, Pt and Pb were determined in the street dust, roadside soil and roadside tree leaves collected from main streets in Tokyo in 1997. Heavy metal concentrations in street dust increased depending on traffic density. These results suggested that automobile traffic is one of the major sources of heavy metals around streets. High concentrations of Cu, Zn and Pb were found in roadside soil. Lead concentrations in our results were lower than those in some data measured about 20 years ago. This decrease trend might be attributable to regulation of tetraalkyllead use as antiknocking in gasoline.

Heavy metal concentrations in the 5 species of roadside tree leaves collected from streets of Tokyo were 1 to 4 times higher than those from reference site, and varied with each species. The highest level of heavy metals was detected in *Rhododendron oomurasaki*. The lowest concentration was observed in *Ginkgo biloba*. Concentrations of Mn, Fe, Cd and Pb increased from June to September generally. It was expected that these metals were binding to leaves tissue tightly. Leaf texture and plant height of roadside trees should be responsible for the different dynamics of heavy metal levels among tree species.

Key words: Heavy metals, soil pollution, roadside tree, phytoremediation

1. はじめに

2002年10月, 東京地方裁判所は東京大気汚染訴訟(第一次)で, 国や東京都, 首都高速道路公団の責任を認め, 東京都は控訴を行わないことを発表した。本訴訟

は, 自動車メーカー7社の責任を認めなかった判決を受け, 国および原告団が控訴し東京高等裁判所に引き継がれたが, 自動車走行に伴う大気汚染は, いまだ都市における深刻な環境問題の一つである。その原因となる物質は, ガス状汚染物質と粒子状汚染物質とに大別される。

これまで、SO_xやNO_xなどガス状汚染物質に関する汚染防止は進展する一方で、粒子状物質による汚染は見過ごされがちであった¹⁾。一酸化炭素や二酸化炭素に関する改善は進んでおり、二酸化窒素についても環境基準の達成率は増加傾向にある。しかし、浮遊粒子状物質の環境基準達成率は依然約3割と低いのが現状である。東京都では、2003年度からディーゼル車の規制を予定しており²⁾、粒子状物質による汚染対策は今後とくに重要視されることが予想される。

粒子状汚染物質に含まれる重金属類は、化石燃料の燃焼や自動車部品の磨耗などに由来し、道路周辺環境ではこれらの蓄積が指摘されている³⁻⁵⁾。その代表的な例として、タイヤに添加されているZnやパイプ、エンジン、車体の部品に使用されているCuおよびPbなどが挙げられる。また、現在多くの乗用車で排気浄化に採用されている三元触媒システムでは触媒としてPt、Rh、Pdなどが使用されており⁶⁾、国外では道路粉塵のPt汚染が報告されている⁷⁾。

豊かな街路景観の形成に不可欠な街路樹は、人工的な都市環境ではとくに貴重な緑化空間であり、そこで生活する人々に潤いを与えるばかりでなく、夏期の緑陰の確保、気温上昇の緩和など、都市環境をより快適にする役割を果たしている⁸⁾。最近では、樹木によるガス状汚染物質の浄化能に関する調査研究も進められ、いくつかの報告は樹種間の差異を明らかにしてきた⁹⁾。このことは、樹種の選定基準により、大気浄化効果があがる可能性を示している。粒子状汚染物質に関しても、街路植栽植物による吸収および付着を通し、重金属汚染の拡散防止効果をもたらすという報告がある^{10,11)}。これらの機能は、いわば広義のファイト・レメディエーションと捉えることも可能であろう。さらに近年、リサイクルの一環として街路樹や公園樹の剪定枝を堆肥として利用する試みもあり、今後、既存街路樹における重金属蓄積の把握が重要となる。

東京の都市部は、自動車走行に伴うガス状および粒子状物質による大気汚染が、全国でもとくに深刻な地域であり¹⁾、さらに人口が集中していることから、粒子状汚染物質による健康への悪影響も懸念される。都内の大気中浮遊粉塵の8割以上は、自動車が発生源であり¹²⁾、道

路周辺では、これらに由来する重金属汚染がとくに大きくなることが予想される。本研究は、道路粉塵、沿道土壌、および沿道植栽植物の葉の重金属濃度を分析することで、東京都内の主要な沿道における汚染状況を明らかにし、街路樹の葉による重金属捕捉および樹種間の差異を検討し、汚染の拡散防止に効果的な樹種利用の可能性を提言したい。

2. 実験方法

2.1 試料

東京都杉並区内の環状七号線から3地点、同小金井市内の東八道路（新宿国立線）から2地点、および同調布市内の品川通りから2地点を、調査地として選定した。各調査地付近における平日12時間の交通量は、約15,000～48,000台であった^{13,14)}。また、沿道環境ではない東京都府中市の東京農工大学農学部構内を参照地とし、選定した全種の街路樹葉および表層土壌を採取した。

試料採取は1997年夏期に行い、7月8日に車道側道路粉塵（以下、粉塵とする）と、沿道植栽帯の表層土壌を採取し、同年6月26日、9月25日に、街路植栽植物（以下、街路樹とする）の葉を採取した。

粉塵は、環状七号線の1地点から2点、東八道路の2地点から2点ずつ計4点、品川通りの2地点から2点ずつ計4点採取した。環状七号線における他2地点では、粉塵がほとんど堆積しておらず、採取不可能であった。沿道植栽帯の土壌は、環状七号線から11点、東八道路から14点、品川通りから11点採取した。また街路樹種は、国内で広く利用されている、ケヤキ *Zelkova serrata*、イチョウ *Ginkgo biloba*、クスノキ *Cinnamomum camphora*、トウカエデ *Acer buergerianum*、オオムラサキ *Rhododendron oomurasaki* を選定し、それぞれ環状七号線から2, 2(1), 3, 2, 3本、東八道路から3, 5, 4(3), 0, 9本、品川通りから0, 3, 4(3), 3, 6本、参照地とした東京農工大学構内から2(1), 3(2), 2, 1, 2本の葉を採取した（6, 9月で採取本数が異なるものは（ ）内が9月の採取本数）。各地点において葉を採取した街路樹種を、Table 1に示す。

粉塵は、緑石沿いの堆積物を絵筆とビニール袋により、約10mの範囲から20g程度を採取した。土壌は、各

Table 1 Five species of roadside trees and sampling locations analyzed heavy metal concentrations

Tree species	Location			
	Kanjyounanagousen	Touhachidouro	Shinagawadoori	Field of TUAT*
<i>Zelkova serrata</i>	○	○		○
<i>Ginkgo biloba</i>	○	○	○	○
<i>Cinnamomum camphora</i>	○	○	○	○
<i>Acer buergerianum</i>	○		○	○
<i>Rhododendron oomurasaki</i>	○	○	○	○

*Tokyo University of Agriculture and Technology locating Fuchu, Tokyo (Reference site)

調査地および参照地とした東京農工大学構内ともに調査樹木の根元付近より、深さ約3 cm までを採取した。このとき、地表面の落枝落葉等は取り除いた。街路樹葉の採取高さは原則として、路面より高木で約2.5m, 低木で約0.9m とし、それぞれ車道側の枝より当年葉を採取した。

2. 2 分析方法

粉塵及び土壌試料は、温風乾燥機にて105℃で1週間以上乾燥させ、粉塵は0.5mm 以下、土壌は2.0mm 以下に篩別した。調整した試料は既報^{15,16)}に従い、粉塵約2.0g (不足するものは全量)、土壌は約5.0g を300ml 容トルビーカーに秤取し、硝酸30ml および過塩素酸10ml を加え、時計皿で蓋をして270℃の砂浴上で加熱分解を行った。ビーカー内の褐色蒸気が消えた後に時計皿を外し、蒸発乾固後、温浴中で加温した1 N 塩酸20ml を加え、抽出、濾過した。濾液は1 N 塩酸で50ml に定容し、試料溶液とした。また、篩別後の土壌は、既報¹⁷⁾に従い土壌 pH (H₂O) を測定した。

街路樹の葉は、葉表面に付着した粉塵の影響を評価するため、採取試料の約半量を洗浄し、洗浄試料、残りは未洗浄試料として供試した。洗浄液は硝酸、硫酸、塩酸の混合液に純水 (YAMATO MILLIPORE WQ500) を加え、日本の雨水の平均 pH である pH4.7 に調整した。乾重で約1.0g 相当の生葉を、250ml の洗浄液を用い、振とう数140rpm, 振とう幅30mm で30分間洗浄した。洗浄葉および未洗浄葉とともに、温風乾燥機にて60℃で72時間乾燥させ、乾重量約1.0g を300ml 容トルビーカーに秤取し、粉塵および土壌試料と同様に、硝酸、過塩素酸を用いて湿式灰化した。但し、硝酸は30ml, 過塩素酸は6 ml を添加した。分解終了後、加熱した1 N 塩酸10ml を加えて抽出、濾過し、試料溶液とした。試料溶液は原子吸光度計 (日立 Z-6100型) で、Mn, Fe, Cu, Zn, Cd, Pt, Pb 濃度を測定した。フレイムは全て空気-アセチレンを用い、分析の精密さは繰り返し測定で確認

し、いずれの元素も RSD 3 % 以内であった。

3. 結果および考察

3. 1 道路粉塵

分析した道路粉塵の重金属濃度を、Table 2 に示す。粉塵の重金属濃度は、交通量が最大であった環状七号線において最も高く、交通量の増加に伴い上昇した。この上昇は交通量によって変化する傾向を示し、品川通り (交通量14,613台/12時間) - 東八道路 (同, 25,054) 間よりも東八道路 - 環状七号線 (同, 47,795) 間の方が急激であった。各元素濃度について、軽度の汚染地と考えられる国内の山岳部における道路粉塵濃度¹⁸⁾、および地殻における存在度^{18,19)}と比較し、2つの元素グループに大別した。即ち Cu, Zn, Cd, Pb は、粉塵で高濃度で検出され、Mn, Fe は低濃度グループであった。また、東京都における過去20年間での変化を検討するため、本調査結果における全地点の平均濃度と、1977年に調査された東京23区内の道路粉塵濃度²⁰⁾とを比較した。その結果、とくに Pb に著しい濃度の低下が認められた (Fig. 1)。Pb 濃度の低下は、1975年に鉛添加ガソリンの販売が禁止されたことの影響を受けたものと推察された。さらに、Zn およびその不純物として随伴していることが知られる Cd の濃度も減少傾向が認められた。都区部における交通量は近年減少傾向にあり²¹⁾、これらの元素濃度の低下には、交通量の変動も関与している可能性が考えられたが、今後の継続的かつ詳細な調査が必要であろう。とくに、2003年から実施される²²⁾ 都内におけるディーゼル車の規制は、この移動放出源が環境へ負荷する微量元素レベルが大きいだけに、今後の沿道環境における元素レベルを劇的に変化させることが予測される。

3. 2 街路土壌

街路土壌の重金属濃度を Table 3 に示す。すべての土壌試料から、Pt は検出されなかった。街路土壌の Cu, Zn, Cd, Pb 濃度は、参照地土壌の約2倍であった。参照

Table 2 Heavy metal concentrations (Mean±SD on dry weight basis) in the street dust collected from 3 main streets of Tokyo on July in 1997

Location	Traffic density 12h ⁻¹ daytime	Mn μg g ⁻¹	Fe %	Cu μg g ⁻¹	Zn μg g ⁻¹	Cd μg g ⁻¹	Pt μg g ⁻¹	Pb μg g ⁻¹
Kanjyounanagousen	47795	510 (2)	2.9 (2)	300 (2)	890 (2)	0.49 (2)	3.1 (2)	180 (2)
Touhachidouro	25054	350 ± 28 (4)	1.7 ± 0.1 (4)	160 ± 59 (4)	430 ± 140 (4)	0.34 ± 0.12 (4)	0.5 ± 0.3 (4)	58 ± 7 (4)
Shinagawadoori	14613	340 ± 16 (4)	1.8 ± 0.1 (4)	180 ± 84 (4)	310 ± 27 (4)	0.23 ± 0.04 (4)	0.1 ± 0.1 (4)	53 ± 19 (4)

Number of samples is in parentheses.

Fig. 1 Zn, Pb and Cd concentrations in the street dust collected from Tokyo in 1977 and 1997. The former data was quoted from Asami & Teshima (1978)

Table 3 Heavy metal concentrations (Mean $\pm$ SD on dry weight basis) and pH in the roadside soil collected from each location around Tokyo on July in 1997

Location	Traffic density 12h ⁻¹ daytime	Mn $\mu\text{g g}^{-1}$	Fe %	Cu $\mu\text{g g}^{-1}$	Zn $\mu\text{g g}^{-1}$	Cd $\mu\text{g g}^{-1}$	Pb $\mu\text{g g}^{-1}$	pH(H ₂ O)
Kanjyounanagousen	47795	680 $\pm$ 110 (11)	3.7 $\pm$ 0.8 (11)	120 $\pm$ 65 (11)	430 $\pm$ 170 (11)	0.50 $\pm$ 0.21 (11)	73 $\pm$ 34 (11)	6.0 $\pm$ 0.4 (11)
Touhachidouro	25054	660 $\pm$ 240 (14)	4.1 $\pm$ 0.7 (14)	120 $\pm$ 20 (14)	310 $\pm$ 77 (14)	0.48 $\pm$ 0.10 (14)	62 $\pm$ 38 (14)	5.4 $\pm$ 0.4 (14)
Shinagawadoori	14613	760 $\pm$ 68 (11)	4.0 $\pm$ 0.4 (11)	110 $\pm$ 27 (11)	370 $\pm$ 85 (11)	0.52 $\pm$ 0.12 (11)	70 $\pm$ 25 (11)	6.0 $\pm$ 0.3 (11)
Field of TUAT*	0	490 $\pm$ 140 (12)	2.9 $\pm$ 1.0 (12)	53 $\pm$ 22 (12)	210 $\pm$ 60 (12)	0.38 $\pm$ 0.09 (12)	36 $\pm$ 14 (12)	6.2 $\pm$ 0.4 (12)

Number of samples is in parentheses.

*Tokyo University of Agriculture and Technology locating Fuchu, Tokyo (Reference site)

地における土壌の重金属濃度は全体的に、山岳部の森林土壌¹⁶⁾や地殻の濃度¹⁸⁾と同程度であったが、CuおよびZnについては、2倍以上の値が検出された。これらの結果は、Cu, Zn, Cd, Pbによる沿道周辺土壌の汚染を示唆していると考えられ、付近の生産緑地などへの生態影響も懸念された。さらにCuおよびZnについては、街路環境に留まらず、より遠方の土壌までも汚染が拡散する可能性が示唆され、とくにZnによる広域汚染は著しい可能性が推察された。本調査からは、街路土壌および参照地土壌ともに、Mn, Fe, Ptによる汚染レベルは低いこ

とがうかがえた。

土壌の重金属濃度は、全元素ともに参照地として設定した非街路の土壌において最低値を示した。また、道路粉塵と同様に交通量の増加に伴う上昇傾向がみられた。しかし、そのパターンは粉塵に比べ顕著ではなく、交通量が最も少ない品川通りでやや高濃度となった。この一因として、街路の植栽状況が異なることが考えられた。つまり、東八道路の植栽帯は低木、中高木、高木から成り、本調査を行った3地点内で最も密な列植で形成されており、一方、品川通りの植栽は最も疎であった。この

Fig. 2 Zn, Pb and Cd concentrations in the roadside soils collected from Chiba in 1972 and Tokyo in 1997. The former data was quoted from Shimada *et al.* (1973)

ため品川通りにおいては、車道に由来した比較的高いレベルの重金属類を含む粉塵が、街路樹により補足されず直接、土壌表面に蓄積し、このような地域差を生じた可能性が考えられた。

また、環状七号線における土壌について、同程度の交通量であった千葉県の国道（交通量約40,000台/日）沿いで1972年に測定された土壌の重金属分析結果²⁰⁾と比較すると、Zn濃度は同程度であったのに対して、PbおよびCd濃度が低かった (Fig. 2)。この傾向は3.1で示した、粉塵の結果と同様の傾向であった。しかし、これらの値は山岳部の森林土壌¹⁶⁾と比較すると依然高濃度といえ、本研究が実施された1997年においても汚染が存続していることを示している。

3. 3 道路粉塵と街路土壌の比較

道路粉塵における重金属類の起源として、以下の2通りの経路が考えられた。1つは周辺の土壌粒子が風や降雨の作用により巻き上げられ、道路脇に蓄積することに由来するもので、いわばバックグラウンドと類似した値として評価できる。もう一方は、自動車の排気ガスや車体部品の摩耗といった自動車を起源として、環境中に放出される経路である。粉塵の重金属濃度に関して、品川通りのMn, Fe, Zn, Cd, Pb, 東八道路のMn, Fe, Cd, Pbおよび環状七号線のMn, Fe, Cdは、同調査地点における土壌の濃度より低かった。このことから、粉塵に含

まれるこれら重金属類は、主に街路土壌に由来すると推察された。一方、品川通りのCuとPt, 東八道路のCu, Zn, Ptおよび環状七号線のCu, Zn, Pt, Pbは、粉塵の濃度の方が土壌よりも高く、後者、つまり自動車を起源として蓄積したものと推察された。土壌よりも粉塵でより高濃度が検出された元素数は、交通量が最大であった環状七号線で4種と最も多く、道路において交通量が増加するほど、前者よりも後者の経路の寄与が大きくなることが示された。

また本研究において、土壌からPtは検出されなかったが、粉塵では検出され、さらに交通量に依存した濃度上昇も認められた。このことから、Ptによる土壌汚染の進行も懸念され、今後はこの元素に注目したモニタリングも必要となろう。

3. 4 街路樹葉

6月および9月に採取した街路樹葉の重金属濃度をTable 4, 5に示す。街路樹の葉からPtは検出されず、また6月の洗浄葉からはCdも検出されなかった。各元素濃度は、洗浄葉、未洗浄葉ともに参照地において最も低く、他の3調査地点間では同レベルを示す傾向がみられた。

街路樹葉の重金属濃度は、樹種による違いが大きく、採取地を問わず、またほとんどの元素において、洗浄葉および未洗浄葉ともにオオムラサキが最高値を示し、一

Table 4 Heavy metal concentrations (Mean $\pm$ SD on $\mu\text{g g}^{-1}$ dry weight basis) in the leaves of roadside trees collected from each location around Tokyo on June in 1997

Tree species	WASHED				UNWASHED			
	Reference site	Shinagawadoori	Touhachidouro	Kanjyounanagousen	Reference site	Shinagawadoori	Touhachidouro	Kanjyounanagousen
	Mn				Mn			
<i>Zelkova serrata</i>	37 $\pm$ 3 (7)	NA	62 $\pm$ 8 (10)	41 $\pm$ 5 (4)	43 $\pm$ 0.3 (7)	NA	82 $\pm$ 26 (9)	49 $\pm$ 4 (4)
<i>Ginkgo biloba</i>	14 $\pm$ 3 (8)	18 $\pm$ 2 (9)	19 $\pm$ 7 (13)	15 $\pm$ 3 (4)	17 $\pm$ 3 (8)	21 $\pm$ 2 (9)	24 $\pm$ 8 (18)	19 $\pm$ 0.4 (6)
<i>Cinnamomum camphora</i>	32 $\pm$ 4 (5)	33 $\pm$ 8 (11)	52 $\pm$ 11 (13)	78 $\pm$ 13 (7)	44 $\pm$ 2 (3)	43 $\pm$ 11 (15)	60 $\pm$ 12 (12)	96 $\pm$ 18 (8)
<i>Acer buergerianum</i>	27 $\pm$ 4 (6)	34 $\pm$ 8 (9)	NA	49 $\pm$ 10 (5)	35 $\pm$ 2 (5)	42 $\pm$ 11 (11)	NA	52 $\pm$ 14 (6)
<i>Rhododendron oomurasaki</i>	27 $\pm$ 4 (14)	38 $\pm$ 9 (12)	44 $\pm$ 13 (18)	41 $\pm$ 7 (6)	35 $\pm$ 5 (8)	46 $\pm$ 11 (16)	57 $\pm$ 20 (20)	51 $\pm$ 14 (7)
	Fe				Fe			
<i>Zelkova serrata</i>	224 $\pm$ 15 (7)	NA	230 $\pm$ 44 (10)	210 $\pm$ 45 (4)	300 $\pm$ 71 (7)	NA	320 $\pm$ 75 (9)	270 $\pm$ 29 (4)
<i>Ginkgo biloba</i>	83 $\pm$ 24 (8)	180 $\pm$ 45 (9)	160 $\pm$ 37 (13)	160 $\pm$ 28 (4)	130 $\pm$ 24 (8)	250 $\pm$ 57 (9)	220 $\pm$ 46 (18)	180 $\pm$ 42 (6)
<i>Cinnamomum camphora</i>	103 $\pm$ 6 (5)	210 $\pm$ 63 (11)	140 $\pm$ 21 (13)	220 $\pm$ 30 (7)	160 $\pm$ 7 (3)	300 $\pm$ 100 (15)	200 $\pm$ 15 (12)	260 $\pm$ 35 (8)
<i>Acer buergerianum</i>	117 $\pm$ 20 (6)	180 $\pm$ 19 (9)	NA	250 $\pm$ 23 (5)	180 $\pm$ 52 (5)	290 $\pm$ 66 (11)	NA	280 $\pm$ 80 (6)
<i>Rhododendron oomurasaki</i>	287 $\pm$ 51 (14)	610 $\pm$ 100 (12)	510 $\pm$ 106 (18)	570 $\pm$ 110 (6)	460 $\pm$ 24 (8)	810 $\pm$ 100 (16)	780 $\pm$ 180 (20)	750 $\pm$ 140 (7)
	Cu				Cu			
<i>Zelkova serrata</i>	6.2 $\pm$ 0.6 (7)	NA	6.4 $\pm$ 1.9 (10)	8.1 $\pm$ 0.5 (4)	6.6 $\pm$ 0.5 (7)	NA	7.2 $\pm$ 2.2 (9)	10 $\pm$ 1 (4)
<i>Ginkgo biloba</i>	2.6 $\pm$ 0.4 (8)	4.6 $\pm$ 0.6 (9)	4.2 $\pm$ 0.7 (13)	2.9 $\pm$ 0.3 (4)	3.0 $\pm$ 0.5 (8)	5.4 $\pm$ 0.3 (9)	4.6 $\pm$ 0.5 (18)	3 $\pm$ 1 (6)
<i>Cinnamomum camphora</i>	6.1 $\pm$ 0.1 (5)	9.2 $\pm$ 2.1 (11)	7.1 $\pm$ 1.4 (13)	10 $\pm$ 1 (7)	6.3 $\pm$ 0.2 (3)	10 $\pm$ 3 (15)	7.8 $\pm$ 1.6 (12)	12 $\pm$ 2 (8)
<i>Acer buergerianum</i>	6.5 $\pm$ 1.0 (6)	8.9 $\pm$ 1.8 (9)	NA	14 $\pm$ 2 (5)	7.7 $\pm$ 0.9 (5)	11 $\pm$ 2 (11)	NA	15 $\pm$ 1 (6)
<i>Rhododendron oomurasaki</i>	9.7 $\pm$ 0.7 (14)	12 $\pm$ 3 (12)	13 $\pm$ 1 (18)	19 $\pm$ 3 (6)	10 $\pm$ 0.3 (8)	14 $\pm$ 2 (16)	15 $\pm$ 2 (20)	20 $\pm$ 3 (7)
	Zn				Zn			
<i>Zelkova serrata</i>	11 $\pm$ 1 (7)	NA	27 $\pm$ 10 (10)	24 $\pm$ 5 (4)	11 $\pm$ 1 (7)	NA	33 $\pm$ 5 (9)	29 $\pm$ 2 (4)
<i>Ginkgo biloba</i>	7 $\pm$ 2 (8)	14 $\pm$ 2 (9)	11 $\pm$ 5 (13)	7 $\pm$ 2 (4)	7 $\pm$ 1 (8)	20 $\pm$ 2 (9)	15 $\pm$ 4 (18)	11 $\pm$ 1 (6)
<i>Cinnamomum camphora</i>	18 $\pm$ 2 (5)	36 $\pm$ 11 (11)	24 $\pm$ 7 (13)	25 $\pm$ 2 (7)	18 $\pm$ 0.4 (3)	46 $\pm$ 12 (15)	26 $\pm$ 5 (12)	31 $\pm$ 5 (8)
<i>Acer buergerianum</i>	27 $\pm$ 4 (6)	41 $\pm$ 9 (9)	NA	52 $\pm$ 10 (5)	28 $\pm$ 1 (5)	49 $\pm$ 8 (11)	NA	55 $\pm$ 5 (6)
<i>Rhododendron oomurasaki</i>	36 $\pm$ 2 (14)	99 $\pm$ 17 (12)	72 $\pm$ 16 (18)	85 $\pm$ 12 (6)	37 $\pm$ 2 (8)	120 $\pm$ 24 (16)	85 $\pm$ 17 (20)	90 $\pm$ 12 (7)
	Cd				Cd			
<i>Zelkova serrata</i>	ND	NA	ND	ND	0.01 $\pm$ 0.003 (7)	NA	0.02 $\pm$ 0.01 (9)	0.02 $\pm$ 0.01 (4)
<i>Ginkgo biloba</i>	ND	ND	ND	ND	0.00 $\pm$ 0.004 (5)	0.01 $\pm$ 0.01 (8)	0.01 $\pm$ 0.004 (14)	0.01 $\pm$ 0.01 (6)
<i>Cinnamomum camphora</i>	ND	ND	ND	ND	0.02 $\pm$ 0.004 (3)	0.06 $\pm$ 0.02 (15)	0.05 $\pm$ 0.02 (12)	0.08 $\pm$ 0.05 (8)
<i>Acer buergerianum</i>	ND	ND	NA	ND	0.04 $\pm$ 0.03 (5)	0.05 $\pm$ 0.01 (11)	NA	0.05 $\pm$ 0.01 (6)
<i>Rhododendron oomurasaki</i>	ND	ND	ND	ND	0.14 $\pm$ 0.01 (8)	0.17 $\pm$ 0.05 (16)	0.31 $\pm$ 0.09 (20)	0.25 $\pm$ 0.09 (7)
	Pb				Pb			
<i>Zelkova serrata</i>	1.3 $\pm$ 0.2 (7)	NA	1.4 $\pm$ 0.4 (9)	1.7 $\pm$ 0.5 (4)	1.8 $\pm$ 0.3 (7)	NA	2.2 $\pm$ 0.5 (9)	2.6 $\pm$ 0.5 (4)
<i>Ginkgo biloba</i>	0.9 $\pm$ 0.4 (8)	1.1 $\pm$ 0.5 (7)	1.0 $\pm$ 0.5 (12)	1.0 $\pm$ 0.5 (4)	1.0 $\pm$ 0.3 (8)	1.3 $\pm$ 0.1 (9)	1.4 $\pm$ 0.6 (18)	1.4 $\pm$ 1.0 (6)
<i>Cinnamomum camphora</i>	0.1 $\pm$ 0.1 (4)	2.0 $\pm$ 0.6 (8)	1.2 $\pm$ 0.8 (12)	0.8 $\pm$ 0.4 (5)	1.0 $\pm$ 0.2 (3)	2.8 $\pm$ 1.0 (12)	2.0 $\pm$ 0.4 (12)	2.2 $\pm$ 0.7 (8)
<i>Acer buergerianum</i>	0.8 $\pm$ 0.2 (6)	1.3 $\pm$ 0.3 (7)	NA	1.0 $\pm$ 0.4 (4)	1.4 $\pm$ 0.2 (5)	2.0 $\pm$ 1.4 (11)	NA	1.9 $\pm$ 0.8 (6)
<i>Rhododendron oomurasaki</i>	1.3 $\pm$ 0.3 (14)	4.4 $\pm$ 1.0 (12)	4.4 $\pm$ 2.0 (18)	5.0 $\pm$ 1.3 (6)	2.5 $\pm$ 1.4 (8)	6.0 $\pm$ 1.7 (16)	5.1 $\pm$ 1.0 (20)	5.2 $\pm$ 1.2 (7)

Number of samples is in parentheses.

NA: not analyzed

ND: not detected

Table 5 Heavy metal concentrations (Mean $\pm$ SD on $\mu\text{g g}^{-1}$ dry weight basis) in the leaves of roadside trees collected from each location around Tokyo on September in 1997

Tree species	WASHED				UNWASHED			
	Reference site	Shinagawadoori	Touhachidouro	Kanjyounanagousen	Reference site	Shinagawadoori	Touhachidouro	Kanjyounanagousen
Mn					Mn			
<i>Zelkova serrata</i>	36 $\pm$ 4 (3)	NA	88 $\pm$ 17 (8)	82 $\pm$ 8 (6)	44 $\pm$ 5 (3)	NA	100 $\pm$ 21 (8)	87 $\pm$ 6 (6)
<i>Ginkgo biloba</i>	13 $\pm$ 0.4 (6)	14 $\pm$ 4 (10)	17 $\pm$ 7 (14)	19 (1)	18 $\pm$ 4 (6)	16 $\pm$ 3 (11)	20 $\pm$ 8 (14)	23 $\pm$ 3 (6)
<i>Cinnamomum camphora</i>	41 $\pm$ 1 (4)	45 $\pm$ 10 (8)	57 $\pm$ 11 (9)	83 $\pm$ 16 (9)	45 $\pm$ 4 (4)	49 $\pm$ 8 (11)	64 $\pm$ 5 (9)	87 $\pm$ 20 (10)
<i>Acer buergerianum</i>	40 $\pm$ 4 (6)	57 $\pm$ 4 (8)	NA	38 $\pm$ 2 (6)	48 $\pm$ 3 (6)	60 $\pm$ 8 (11)	NA	43 $\pm$ 5 (6)
<i>Rhododendron oomurasaki</i>	57 $\pm$ 9 (6)	110 $\pm$ 13 (12)	110 $\pm$ 23 (19)	61 $\pm$ 20 (9)	68 $\pm$ 11 (6)	120 $\pm$ 13 (13)	120 $\pm$ 34 (19)	68 $\pm$ 16 (10)
Fe					Fe			
<i>Zelkova serrata</i>	190 $\pm$ 9 (3)	NA	330 $\pm$ 37 (8)	350 $\pm$ 9 (6)	200 $\pm$ 20 (3)	NA	350 $\pm$ 38 (8)	410 $\pm$ 11 (6)
<i>Ginkgo biloba</i>	180 $\pm$ 27 (6)	200 $\pm$ 45 (10)	210 $\pm$ 22 (14)	300 (1)	180 $\pm$ 33 (6)	230 $\pm$ 36 (11)	220 $\pm$ 62 (14)	320 $\pm$ 25 (6)
<i>Cinnamomum camphora</i>	240 $\pm$ 32 (4)	260 $\pm$ 52 (8)	140 $\pm$ 26 (9)	270 $\pm$ 48 (9)	240 $\pm$ 38 (4)	280 $\pm$ 24 (11)	200 $\pm$ 25 (9)	320 $\pm$ 34 (10)
<i>Acer buergerianum</i>	160 $\pm$ 41 (6)	270 $\pm$ 29 (8)	NA	300 $\pm$ 44 (6)	180 $\pm$ 20 (6)	300 $\pm$ 74 (11)	NA	310 $\pm$ 37 (6)
<i>Rhododendron oomurasaki</i>	410 $\pm$ 15 (6)	870 $\pm$ 180 (12)	750 $\pm$ 160 (19)	900 $\pm$ 310 (9)	500 $\pm$ 110 (6)	970 $\pm$ 200 (13)	860 $\pm$ 230 (19)	980 $\pm$ 380 (10)
Cu					Cu			
<i>Zelkova serrata</i>	4.8 $\pm$ 0.8 (3)	NA	5.7 $\pm$ 1.2 (8)	6.9 $\pm$ 0.4 (6)	5.2 $\pm$ 0.2 (3)	NA	7.0 $\pm$ 1.4 (8)	9.0 $\pm$ 1.5 (6)
<i>Ginkgo biloba</i>	2.2 $\pm$ 0.2 (6)	4.3 $\pm$ 0.9 (10)	4.1 $\pm$ 0.3 (14)	5.7 (1)	2.4 $\pm$ 0.3 (6)	4.8 $\pm$ 0.6 (11)	4.4 $\pm$ 0.5 (14)	6.1 $\pm$ 0.6 (6)
<i>Cinnamomum camphora</i>	4.7 $\pm$ 0.3 (4)	9.1 $\pm$ 1.6 (8)	5.0 $\pm$ 2.1 (9)	11 $\pm$ 1 (9)	5.1 $\pm$ 0.3 (4)	10 $\pm$ 1 (11)	7.6 $\pm$ 0.9 (9)	12 $\pm$ 1 (10)
<i>Acer buergerianum</i>	5.7 $\pm$ 1.2 (6)	9.1 $\pm$ 1.2 (8)	NA	11 $\pm$ 1 (6)	7.1 $\pm$ 0.7 (6)	11 $\pm$ 1 (11)	NA	14 $\pm$ 1 (6)
<i>Rhododendron oomurasaki</i>	10 $\pm$ 1 (6)	17 $\pm$ 3 (12)	16 $\pm$ 3 (19)	22 $\pm$ 5 (9)	11 $\pm$ 1 (6)	20 $\pm$ 3 (13)	20 $\pm$ 2 (19)	26 $\pm$ 5 (10)
Zn					Zn			
<i>Zelkova serrata</i>	11 $\pm$ 3 (3)	NA	30 $\pm$ 4 (8)	18 $\pm$ 2 (6)	13 $\pm$ 2 (3)	NA	37 $\pm$ 7 (8)	28 $\pm$ 2 (6)
<i>Ginkgo biloba</i>	7 $\pm$ 0.4 (6)	9 $\pm$ 2 (10)	11 $\pm$ 1 (14)	12 (1)	7 $\pm$ 1 (6)	20 $\pm$ 4 (11)	17 $\pm$ 2 (14)	17 $\pm$ 2 (6)
<i>Cinnamomum camphora</i>	13 $\pm$ 0.4 (4)	25 $\pm$ 5 (8)	16 $\pm$ 7 (9)	20 $\pm$ 4 (9)	14 $\pm$ 1 (4)	33 $\pm$ 6 (11)	22 $\pm$ 3 (9)	30 $\pm$ 5 (10)
<i>Acer buergerianum</i>	28 $\pm$ 2 (6)	36 $\pm$ 10 (8)	NA	39 $\pm$ 6 (6)	30 $\pm$ 2 (6)	49 $\pm$ 8 (11)	NA	50 $\pm$ 5 (6)
<i>Rhododendron oomurasaki</i>	37 $\pm$ 1 (6)	89 $\pm$ 5 (12)	64 $\pm$ 12 (19)	80 $\pm$ 14 (9)	45 $\pm$ 3 (6)	120 $\pm$ 27 (13)	100 $\pm$ 16 (19)	110 $\pm$ 7 (10)
Cd					Cd			
<i>Zelkova serrata</i>	0.01 $\pm$ 0.01 (3)	NA	0.03 $\pm$ 0.02 (8)	0.02 $\pm$ 0.01 (6)	0.05 $\pm$ 0.03 (3)	NA	0.22 $\pm$ 0.05 (8)	0.17 $\pm$ 0.06 (6)
<i>Ginkgo biloba</i>	0.01 $\pm$ 0.01 (5)	ND	0.005 $\pm$ 0.010 (11)	ND	0.03 $\pm$ 0.02 (4)	0.04 $\pm$ 0.03 (5)	0.07 $\pm$ 0.08 (8)	0.12 $\pm$ 0.03 (6)
<i>Cinnamomum camphora</i>	0.01 $\pm$ 0.01 (4)	0.01 $\pm$ 0.01 (8)	0.03 $\pm$ 0.01 (6)	0.06 $\pm$ 0.04 (9)	0.04 $\pm$ 0.04 (3)	0.13 $\pm$ 0.07 (11)	0.16 $\pm$ 0.06 (8)	0.31 $\pm$ 0.12 (10)
<i>Acer buergerianum</i>	0.10 $\pm$ 0.06 (6)	0.05 $\pm$ 0.02 (8)	NA	0.04 $\pm$ 0.02 (6)	0.09 $\pm$ 0.06 (6)	0.21 $\pm$ 0.03 (11)	NA	0.30 $\pm$ 0.10 (6)
<i>Rhododendron oomurasaki</i>	0.19 $\pm$ 0.02 (6)	0.32 $\pm$ 0.20 (12)	0.35 $\pm$ 0.11 (19)	0.24 $\pm$ 0.03 (9)	0.27 $\pm$ 0.08 (6)	0.95 $\pm$ 0.36 (13)	1.6 $\pm$ 0.5 (19)	1.0 $\pm$ 0.2 (10)
Pb					Pb			
<i>Zelkova serrata</i>	1.1 $\pm$ 0.4 (3)	NA	3.5 $\pm$ 1.0 (8)	3.2 $\pm$ 0.5 (6)	1.1 $\pm$ 0.4 (3)	NA	3.6 $\pm$ 0.7 (8)	3.5 $\pm$ 0.5 (6)
<i>Ginkgo biloba</i>	0.8 $\pm$ 0.4 (6)	1.0 $\pm$ 0.4 (9)	1.7 $\pm$ 1.2 (14)	1.4 (1)	1.0 $\pm$ 0.1 (6)	1.2 $\pm$ 0.3 (11)	1.9 $\pm$ 0.8 (14)	2.5 $\pm$ 0.3 (6)
<i>Cinnamomum camphora</i>	1.0 $\pm$ 0.2 (4)	1.0 $\pm$ 0.3 (8)	1.1 $\pm$ 0.3 (9)	1.9 $\pm$ 0.2 (9)	1.0 $\pm$ 0.2 (4)	1.9 $\pm$ 0.8 (11)	1.3 $\pm$ 0.3 (9)	2.7 $\pm$ 0.4 (10)
<i>Acer buergerianum</i>	0.8 $\pm$ 0.4 (6)	1.8 $\pm$ 0.6 (7)	NA	1.2 $\pm$ 0.6 (6)	1.3 $\pm$ 0.1 (6)	2.1 $\pm$ 0.7 (11)	NA	2.8 $\pm$ 0.5 (6)
<i>Rhododendron oomurasaki</i>	1.7 $\pm$ 0.2 (6)	3.7 $\pm$ 0.6 (12)	4.6 $\pm$ 1.7 (19)	5.4 $\pm$ 1.4 (9)	2.3 $\pm$ 1.2 (6)	5.6 $\pm$ 1.5 (13)	6.4 $\pm$ 1.0 (19)	8.0 $\pm$ 1.9 (10)

Number of samples is in parentheses.

NA: not analyzed

ND: not detected

方でイチョウが最も低くなる傾向が認められた。さらに、Mn は高木での濃度が比較的高くなるという、特徴的な傾向がみられた。

顕著な高濃度が認められたオオムラサキの各元素濃度について、他の4樹種に対する比率（各地点における各樹種の平均濃度（Table 4, 5）から算出した値の、全種、全地点を含む平均値）を検討したところ、Zn および Cd はオオムラサキでとくに高くなる傾向がみられた（Table 6）。このことは、街路樹葉表面の立体構造や、その場における吸着元素の微小な動態の差異に起因し、樹種によって蓄積しやすい元素を異にする可能性を示唆している。Zn は加硫促進剤としてタイヤに添加されたものが摩耗し、また Cd は、Zn の不純物として環境中に負荷されることが知られている。路面近くのおオオムラサキは、粉塵中の特定画分に偏在するこれらの元素を、とくに効果的に捕捉する可能性が推察された。

今回調査対象とした5樹種のうち、オオムラサキのみは低木であり、葉の採取高さ及び植栽状況が他の4樹種とは異なる。複層構造をもつ都市近郊林の樹木葉では、中下層木の旧年葉がとくに多くの粉塵粒子を補足するとの報告がある²⁰⁾。本調査結果においても、高木の葉に付着した重金属類を含む粉塵粒子が、降雨により洗脱され、高木下のオオムラサキの葉に再付着した可能性も推察された。しかし、オオムラサキと他樹種との元素濃度の比率をみると、充実した複層構造をもつ東八道路の街路樹において、本種が顕著な重金属蓄積を示す傾向は認められなかった。このことから、本調査で明らかになったオオムラサキの顕著な高濃度は、植栽構造よりも、むしろ植栽高さや葉の性状に起因すると推察され、本種の葉面に密生した葉毛が、効果的に粉塵粒子を捕捉している可能性が考えられた。

また街路樹葉の重金属類は、6月から9月にかけて、Mn, Fe, Cd, Pb の濃度が上昇した。この経時的な増加パターンは、とくに交通量の多い環状七号線で認められ、また樹種では、他種に比べ高濃度の重金属を蓄積していたオオムラサキで顕著であった。加えて、洗浄葉および未洗浄葉ともに濃度が上昇していたことから、4元素の蓄積は曝露量に依存し、さらに、葉内あるいは葉表

面に堅く保持されている可能性を示唆している。一方、Cu と Zn 濃度は、6月から9月にかけて減少する傾向がみられた。このことは、両元素の葉による捕捉が緩やか、もしくは一時的であると考えられ、風雨等の作用により洗脱され易いことが考えられた。

4. おわりに

東京都内の道路粉塵の重金属濃度は、交通量の増加に伴う上昇傾向が認められ、さらに街路土壌は参照地として設定した非街路土壌よりも高レベルの重金属を含有していることが明らかとなった。これらの結果は、重金属類による沿道汚染が、都市においては身近な環境問題であること、無制限な交通網の拡大が、汚染をさらに広げる危険性があることを示唆している。また、かつて自動車による重金属汚染の代表であった Pb による汚染が、やや軽減している経年変化もうかがわれたが、街路土壌の濃度は依然高く、長期間にわたる汚染が存在していることも懸念された。さらに排気浄化のためのシステムが、Pt など新たな元素汚染を引き起こしている可能性も明らかとなり、今後の詳細かつ継続的なモニタリングの必要性を示唆していよう。

街路樹は、参照地の同樹種よりも重金属類を高濃度で葉に蓄積していることが明らかとなり、その捕捉量は樹種により大きな違いがあることが示された。さらに樹種、あるいは植栽の高さにより、捕捉されやすい元素が異なる可能性もうかがえ、このことは、樹木が有する粒子状汚染物質の捕捉効果を考慮した樹種選定や植栽設計が、道路周辺における重金属汚染の拡散を、効果的に防止する可能性を示唆している。とくに、自動車の走行に由来する Cu や Pb 粒子は粒径が小さいため、沿道に留まらず遠くまで飛散すると考えられており²⁰⁾、沿道植栽による拡散防止は都市における大気環境の改善に大きく貢献することが期待される。本研究では葉の乾重当たりの捕捉量のみを対象としたが、樹木当たりの捕捉量や植栽状況による効果の比較など、さらに検討すべき点は多い。これらの課題を詳細に検討することは、低コストなクリーン・テクノロジーであるファイト・レメディエーションの利点を最大限に活かした現実的技術となる可能

Table 6 Mean concentration ratio of 6 elements in *R. oomurasaki* to in other species (n=14; Mean concentration of *R. oomurasaki*/mean concentration of the other species from all locations)

Treatment & season	Mn	Fe	Cu	Zn	Cd	Pb
Washed leaf in June	1.3 ± 0.7	2.9 ± 0.7	2.3 ± 1.3	4.1 ± 2.9	-	4.0 ± 2.9
Unwashed leaf in June	1.3 ± 0.7	3.0 ± 0.7	2.2 ± 1.2	3.5 ± 1.8	15 ± 15	2.7 ± 0.8
Washed leaf in September	2.6 ± 2.1	3.1 ± 0.9	2.8 ± 0.9	4.1 ± 2.1	20 ± 20	2.7 ± 1.0
Unashed leaf in September	2.5 ± 1.8	3.1 ± 0.7	2.9 ± 1.1	4.1 ± 1.6	8.7 ± 6.4	2.8 ± 0.9

All value are calculated from Table 4 & 5.

性があり、実用を視野に入れた研究は意義が大きいと言えよう。

要 約

東京都内の主要道路から、道路粉塵、街路土壌および街路樹の葉を採取し、Mn, Fe, Cu, Zn, Cd, Pt, Pb濃度を測定した。交通量が最大であった環状七号線の道路粉塵は、高濃度のCu, Zn, Pt, Pbが検出され、自動車走行の影響が推察された。

街路樹葉の重金属濃度はいずれも、非道路脇で採取された試料の約1～4倍であった。樹種による濃度差が顕著であり、オオムラサキで最高、イチヨウで最低となった。重金属類は葉内あるいは葉表面に蓄積され易く、樹種による濃度差は、植栽の高さや葉の性状の違いに起因することが考えられた。街路樹種の選定に金属捕捉の視点を加味することは、効果的な道路周辺環境の改善に活用できよう。

文 献

- 1) 環境庁沿道大気汚染状況研究会 監：道路周辺の大気汚染状況10. ぎょうせい, pp11-61 (1999)
- 2) 朝日新聞社：朝日新聞朝刊13版. 2000年10月16日づけ (2000)
- 3) Foner, H.A.: Traffic lead pollution of some edible crops in Israel. *The Science of Total Environment*, **59**, pp309-315 (1987)
- 4) 坂上寛一, 宮田千春, 梶田初美, 菅原十一, 浜田竜之介：降下ばいじんによる重金属の土壌への付与, 土肥誌, **52**, pp181-186 (1981)
- 5) Sadiq, M., Alam, I., El-Mubarek, A. and Al-Mohdhar, H.M.: Preliminary evaluation of metal pollution from wear of auto tires. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **42**, pp743-748 (1989)
- 6) 日本自動車教育振興財団：「自動車, そして人」, pp90-91 (1997)
- 7) Wei, C. and Morrison, G.M.: Platinum in road dust and urban river sediments. *The Science of the Total Environment*, **146/147**, pp169-174 (1994)
- 8) Muhammed, T., 鈴木義則：街路樹の都市表面温度抑制効果について, 九州大学農学部学芸雑誌, **51**, pp179-185 (1997)
- 9) 環境庁内環境保全関係法令研究会：「環境保全関係法令質疑応答集追録別冊」, pp95-110 (1989)
- 10) Nizar, N., Hideki, T. and Akira, M.: Effect of roadside planting on suspended particulate matter concentration near road. *Environmental Technology*, **15**, pp293-298 (1994)
- 11) 三沢 彰, 町田千鶴：沿道植栽木の樹葉による粉塵吸着・吸収特性に関する研究, 造園雑誌, **49**, pp125-130 (1986)
- 12) 東京都環境保全局環境管理部：「東京都環境白書資料集」, pp32-53 (1998)
- 13) 調布市：「調布市交通量調査 (幹線道路調査報告書)」, pp60-64 (1997)
- 14) 東京都建設局道路建設部：「交通量調査報告書 (1/2区部, 2/2市郡部)」, pp113-253 (1995)
- 15) 本間 慎, 白田和人：群馬県安中市の亜鉛製錬所による桑樹の重金属汚染について, 日蚕誌, **46**, pp159-166 (1977)
- 16) 渡邊 泉, 前畑亜希子, 尾崎宏和, 久野勝治：日光国立公園尾瀬周辺における道路粉塵の重金属濃度とその地理的分布および季節変動, — 1999年の調査 —. 環境科学会誌, **15**, pp113-125 (2002)
- 17) 土壤標準分析・測定法委員会：「土壤標準分析・測定法」 pp 70-71, 博友社, 東京 (1986)
- 18) Taylor, S.R. and McLennan, S.M.: "The continental crust: its composition and evolution". Blackwell Sci. Pub. London, 312p (1985)
- 19) Mason, B. and Moore C.B.: "Principles of geochemistry 4th ed". John Wiley & Sons, New York, 350p (1982)
- 20) 浅見輝男, 手島礼子：規模の異なる都市の道路わき粉じんの重金属含有率, 茨城大農学術報告, **26**, pp117-125 (1978)
- 21) 東京都環境局：「東京都環境白書2000」, pp32-37 (2000)
- 22) 嶋田典司, 住吉雅己, 豊田正司, 佐藤幸夫, 小島道也：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, 千葉大園学報, **21**, pp65-73 (1973)
- 23) 嶋 一徹, 松崎由利子, 千葉喬三：都市近郊林における浮遊重金属補足機能に関する研究, 日本緑化工学会誌, **19**, pp1-10 (1993)
- 24) 位地正午, 鶴見 実, 一国雅巳：首都圏の降下物に含まれる金属元素, 地球化学, **17**, pp93-101 (1983)