

(5) 子供を対象にした公園土壌直接摂取のリスク評価における粒径の影響

Effects of particle size on risk evaluation of direct soil intake for children at playgrounds

米田 稔* 辻 貴史** 坂内 修*** 森澤眞輔*

Minoru YONEDA*, Takashi TSUJI**, Osamu BANNAI***, Shinsuke MORISAWA*

ABSTRACT; Quantity of heavy metals in soil is measured after 2mm sieving in Japan for risk evaluation of direct intake of soil. However, 2mm sieving may be unsuitable for the purpose, if soil size taken in by human body is usually much smaller than 2mm. We investigated the relationship between the size of soil particle and quantity of heavy metals in soil, particle size distribution attached to human hands, and evaluated the risks of direct intake of soil considering the particle size taken in human body. The results showed that smaller particles had tendency to contain more heavy metals than bigger ones did, that particle size of about 90% of soil particles attached to human hands at playgrounds were less than 100 μ m, and that 2mm sieving for preparation of heavy metal content measurement caused underestimation of the risk of direct soil intake. For accurate risk evaluation, particle size distribution of soil taken by human body and more detail scenarios of intake of soil are thought to be necessary.

KEYWORDS; Soil pollution; Particle size distribution; Heavy metal; Risk evaluation; Direct intake

1. 序論

土壌汚染による健康影響への懸念や対策確立への社会的要請が強まっている状況を踏まえ、国民の安全と安心の確保を図るため、土壌汚染状況の把握、土壌汚染による人の健康被害の防止に関する措置等の土壌汚染対策を実施することを内容とする「土壌汚染対策法」が、平成14年5月22日に成立し、29日に公布された¹⁾。この土壌汚染対策法では、重金属類の直接摂取リスクのための土壌含有量基準に係る重金属類の測定方法として1N塩酸による方法が採用されている²⁾。この1N塩酸抽出法では理由は示されていないが溶出量基準の場合と同様に2mm以下の土壌を対象に抽出実験が行われることとなっている。しかしながら、実際に体に付着した土壌粒子や空気中に浮遊する土壌粒子を人間が直接摂取する場合を考えた場合、土壌粒子の手などへの付着しやすさや空気中への浮遊のしやすさを考えると、その土壌粒子は2mmよりも小さいことが予想される。また、土壌への汚染物質の蓄積量に関しては粒径の小さい粒子の方が多いという報告も多い^{3),4),5),6)}。従って、リスク評価という観点からは、2mm以下の土壌による抽出実験では、土壌の直接摂取によるリスクを過小評価する可能性がある。よって本研究では、特に土壌の直接摂取によるリスク評価が重要であると思われる子供達が遊ぶ公園を対象として、土壌直接摂取のリスクに及ぼす粒径の影響を解析することを考えた。このため、まず公園土壌の直接摂取において大きなウェートを占められる比較的表層の土壌において、粒径別に1N塩酸抽出法による抽出実験を行い、粒径によって抽出される重金属類の量がどの程度異なるのかを明らかにする。さらに公園の土壌において手に付着する土壌の粒径分布がどのように

* 京都大学工学研究科(Graduate School of Engineering, Kyoto University)

**中部国際空港(Central Japan International Airport Co., Ltd.)

***国立環境研究所(National Institute for Environmental Studies)

なっているかを、実験により明らかにする。そして 2mm 以下の土壌を用いて抽出実験を行った場合と、手に付着した土壌の粒径分布の結果から最も適当であると思われる粒径によって抽出実験を行った場合とでリスク評価を行い、2mm 以下の土壌を用いて抽出実験を行った場合はリスクを過小評価していないか検討する。

2. 測定対象元素とリスク評価参考値

公園などの一般市街地土壌からのリスクを評価する際、下記のようにリスク評価のための参考値を設定しやすい、Cr、As、Se、Cd、Pb、Mn、Ni、Zn、Sb の 9 元素を測定対象とした。

各元素のリスクを評価するための参考値として、Cr、As、Se、Cd、Pb については環境省の定める重金属類の土壌含有量基準値[mg/kg]⁷⁾を、Mn、Ni、Zn、Sb については、WHO の TDI[mg/kg-of body weight · day]⁸⁾を以下のように土壌中の含有量に換算した値を用いた。

土壌中に含有している量を x [mg/kg-soil] とする。日本では、人は大人で 1 日約 100mg、子供で 1 日 200mg の土壌を経口摂取すると仮定している⁹⁾。本研究では土壌を摂取する可能性が高いと思われる子供を対象とすることにする。子供の体重を 30kg とすると、TDI[mg/kg-of body weight · day] の量摂取するときの x の値は、

$$x[\text{mg/kg-soil}] \times 200[\text{mg-soil/day}] \times 10^{-6}[\text{kg/mg}] = \text{TDI}[\text{mg/kg-of body weight} \cdot \text{day}] \times 30[\text{kg}] \quad (1)$$

より、

$$x[\text{mg/kg-soil}] = 1.5 \times 10^5[\text{kg} \cdot \text{day/kg-soil}] \times \text{TDI}[\text{mg/kg-of body weight} \cdot \text{day}] \quad (2)$$

となる。

ここで、土壌含有量基準は土壌の直接摂取が TDI の 10%になるように設定されていることから⁹⁾、WHO の TDI から算出した本研究における重金属類のリスク評価参考値も TDI の 10%を摂取する土壌含有量とする。従ってリスク評価のための参考値 x_r は、

$$\begin{aligned} x_r[\text{mg/kg-soil}] &= 1.5 \times 10^5[\text{kg} \cdot \text{day/kg-soil}] \times \text{TDI}[\text{mg/kg-of body weight} \cdot \text{day}] \times 1/10 \\ &= 1.5 \times 10^4[\text{kg} \cdot \text{day/kg-soil}] \times \text{TDI}[\text{mg/kg-of body weight} \cdot \text{day}] \end{aligned} \quad (3)$$

となる。

各元素のリスク評価参考値を表 1 に示す。

3. サンプリング地点およびサンプリング方法

土壌のサンプリングは、京都市内における児童公園 58 地点において行った。土壌のサンプリング方法としては、通常 5 地点混合方式¹⁰⁾が用いられる。5 地点混合方式とは、「土壌調査の概況調査における土壌のサンプリング密度は概ね 1000m²につき 1 箇所、試料採取は 1 箇所につき、基本的には 1 地点及び 4 方位の 5m から 10m までの間からそれぞれ 1 地点の合計 5 地点で行う」という方法である。本研究では以下で説明する上層土壌と下層土壌について、この 5 地点混合方式を採用した。公園の種類や形状によってはこの方式を採用できない場合もあり、その場合については米田らの研究¹¹⁾を参考にして互いに数 m 離れた適当な 5 地点を選択した。

土壌汚染対策法での土壌中濃度測定は深さ 5cm までと 5cm から 50cm までの平均濃度を測定することになっているが²⁾、本研究では、子供らが直接摂取しやすいと考えられる土壌として、地表から 5cm までの土壌のみを評価対象とした。さらに地表から 5cm まで

表 1 各元素のリスク評価参考値

元素	参考値[mg/kg-soil]
Cr	250
Mn	900
Ni	37.5
Zn	15000
As	150
Se	150
Cd	150
Sb	90
Pb	150

の土壌を表層土壌（地表付近の土壌をスコップで弱く掃いて集めた土壌）、上層土壌（深さ 0cm～2.5cm）、下層土壌（深さ 2.5cm～5.0cm）の 3 つに分けて採取し、濃度分布との関係を検討することとした。これは地表から 5cm の土壌においても、直接摂取の仕方に違いがあると考えたためである。上層土壌と下層土壌の採取には径 10cm、深さ 5cm のステンレス製採土器で、地表から 5cm の土壌を採取した後、これを真ん中で分けて上層と下層の土壌試料とした。採取した土壌はポリエチレン袋に入れて密封し、常温で保管した。

4. 抽出方法

抽出方法としては土壌汚染対策法で含有量基準の評価のために採用されている方法に準拠した、以下の手順に示す 1N 塩酸抽出法を用いた。この方法は直接摂取によるリスク評価方法として妥当であることを坂内らの研究¹²⁾によって明らかにしている。

- 1) 採取した土壌（試料）を 60℃で 12 時間乾燥させ、空気中で室温までもどした後、これを網目 2mm のポリエチレン製篩にかける。
- 2) この試料（ほぼ風乾土壌に相当）を 1g、ネジ蓋付きポリプロピレン製遠心管にはかりとる（0.01g まで秤量）。
- 3) これに 1N 塩酸（精密分析用塩酸、Wako CHEMICALS 社製）を 30ml 加えて、室温で 12 時間振とうする。なお、本研究では振とう速度は 150[回/min]とした。
- 4) 振とう終了後、この試料を約 2500[rpm]（遠心機 KUBOTA5200+ロータ RS-720、遠心力で約 1200G）で約 3 分間遠心分離器にかけた後、上澄み液を 0.45 μ m のアセテートフィルタでろ過し、超純水（日本ミリポア社製 Milli-Q 超純水装置システムで製造）で 25 倍希釈したものを試料液とする。
- 5) 試料液を ICP/MS（HEWLETT PACKARD 製、ICP 質量分析装置 HP4500）で、1mg/L の In（インジウム）を、内標準物質として測定する。Blank のサンプル（超純水のみで抽出作業を行ったサンプル）をそれぞれ 5 サンプルずつ作成し、Blank サンプルの標準偏差の 3 倍を検出限界とした。各元素の検出限界を表 2 に示す。

5. 京都市内の重金属類濃度分布

京都市内の公園土壌 58 地点における抽出実験の測定結果の 1 例として、Pb の含有量分布を図 1 に示す。測定結果では、ほとんどすべての元素において、表層土壌よりも上層土壌、上層土壌よりも下層土壌の濃度が高くなっていた。もし公園の近くに何らかの汚染源があり、それが大気経由で公園土壌に蓄積しているのであれば、表層土壌の重金属類濃度が高いことが予想される。しかしながら、本研究結果では表層土壌の重金属類濃度は上層・下層土壌に比べて低いという結果が得られた。

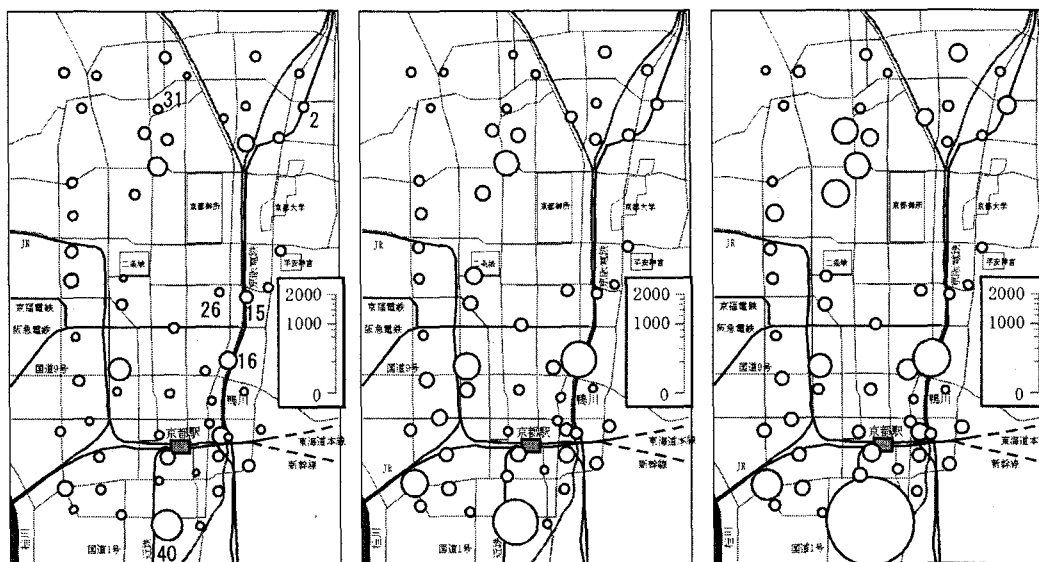
このことから、公園土壌の周辺に何らかの重金属類の発生源があり、大気などを經由して公園土壌への曝露が現在も起こっているという可能性は低いと考えられる。なお、各図の中央下部（JR 京都駅南部）において土壌汚染対策法における含有量基準を大きく超える Pb 濃度の地点が存在するが、この公園については、筆者らからの測定データの連絡により、すでに京都市が対策に乗り出している（2005 年 3 月 17 日付、京都新聞、社会 2 面）。

6. 粒径別重金属類抽出濃度

京都市内の重金属類濃度分布の中で、なんらかの重金属類濃度が比較的高かった地点 3 つ（図 1 に示す地点 15, 16, 40）と、比較的低かった地点 3 つ（図 1 に示す地点 2, 26, 31）の合計 6 地点に

表 2 各元素の検出限界

元素	検出限界[mg/kg-soil]
Cr	4.7
Mn	1.7
Ni	0.50
Zn	2.4
As	6.6
Se	1.3
Cd	0.019
Sb	0.057
Pb	0.36



表層土壌 [mg/kg]

上層土壌 [mg/kg]

下層土壌 [mg/kg]

図1 京都市内の公園における土壌中Pb濃度分布（領域中央下から1/3ほどの所にあるのがJR京都駅）

において、土壌のサンプリングを再度行った。これらの土壌について、粒径別に重金属類抽出実験を行った。元素ごとの粒径別重金属類抽出濃度の1例としてPbの場合を図2に示す。横軸の①、②、・・・⑨の数字は粒径を示しており、①2000 μ m以上、②1400～2000 μ m、③1000～1400 μ m、④710～1000 μ m、⑤500～710 μ m、⑥420～500 μ m、⑦210 μ m～420 μ m、⑧105～210 μ m、⑨105 μ m以下の範囲にある粒径の土壌1gを用いて抽出実験を行ったことを示している。抽出実験はどの粒径の土壌についても1gの篩にかけた風乾土壌を用いて抽出実験を行っていることから、風乾した試料中の水分量の違いを無視すると、①～⑨ではすべて土壌粒子の体積の合計はほぼ同じであると考えられる。体積が同じであるのなら、粒径の違いによって表面積は異なる。図2に点線で示した表面積の曲線は、①～⑨に示した粒径の土壌粒子が全て完全な球であるとしたときの、1g当たりの表面積の大きさの変化を表している。つまり、もし1N塩酸抽出法が土壌の表面に付着した重金属類のみを抽出するのであれば、粒径の違いに

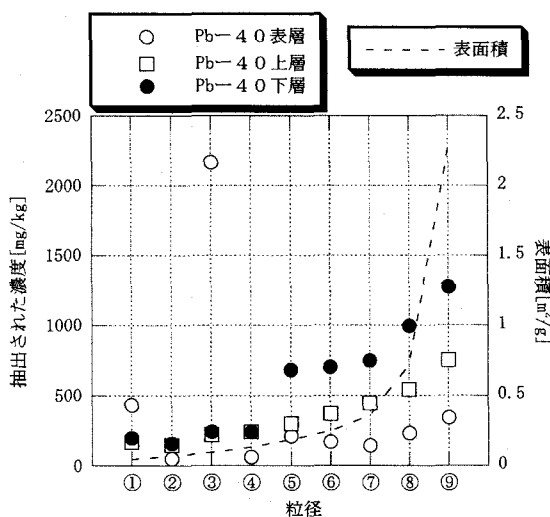


図2 Pbの粒径別抽出濃度（第40地点）

①2000 μ m以上、②1400～2000 μ m、③1000～1400 μ m、④710～1000 μ m、⑤500～710 μ m、⑥420～500 μ m、⑦210 μ m～420 μ m、⑧105～210 μ m、⑨105 μ m以下（図中凡例のPb-40とは地点番号40のPb濃度であることを意味する。）

よる重金属類濃度は表面積の点線と同様の変化を示すはずである。なお表面積を計算する際、①～⑨で示す粒径範囲には幅があるため、①2500 μm 、②1700 μm 、③1200 μm 、④855 μm 、⑤605 μm 、⑥460 μm 、⑦315 μm 、⑧157.5 μm 、⑨50 μm の径の球として計算した。また風乾状態での水分量の違いは考慮せず、土壌の真密度は2.65g/cm³と仮定した。

試料採取地点や元素などによって詳しい傾向は異なるものの、全体的な傾向としては粒径の小さい土壌ほど重金属類が多く抽出される傾向が見られた。しかし、土壌粒子の表面積の差ほどは抽出量が異なるわけではなかった。また、特に表層土壌においては、地点 40 の Pb ほどではないが特異的に高濃度となる粒径のサンプルが存在する場合があった。この特異的に高濃度となった粒径は、地点や元素によって異なることから、一般的に高濃度となりやすい粒径があるわけではなく、金属粒子の混入などにより、特異的に高濃度となったサンプルが生じたのではないかと考えられる。これらのことから、1N 塩酸抽出法では土壌粒子の表面に吸着した重金属類が主として抽出されるものの、酸化物など単独の粒子として存在している重金属類が1N 塩酸に溶解して抽出される場合など、粒子表面積以外にも土壌中濃度に影響を及ぼす因子が存在することが推測できる。

図1では全体的に下層に行くほど濃度が高くなる傾向を示していた。これが粒径分布に対応しているかどうか、つまり下層に行くほど小粒径のものが多くなるかどうかを確認するため、粒径別濃度分布を求めた6地点において、各深さごとの土壌粒子の粒径分布を求めてみた。この6地点においても一部の例外を除いて、上層土壌や下層土壌に比べて表層土壌の方が低濃度となっている。粒径分布の測定結果の例を地点 26,31,40 について図3に示す。その結果、6 地点中 3 地点 (地点 2, 31, 40) では、上層土壌と下層土壌の粒径分布の差に比べて、表層土壌と上層土壌の差が大きかった。他の3点では各層それぞれの粒径分布の差が大きく、このような判断が困難であった。図3に示す地点 31 では上層土壌や下層土壌に比べて表層土壌では小粒径のものが少なくなっているが、地点 26 では逆に上層土壌と下層土壌の方が表層土壌に比べて小粒径のものが少ない。地点 26 と同様な傾向は地点 16 においても認められた。土壌中 Pb 濃度で見た場合、地点 26 は各層で Pb 濃度が低く、傾向ははっきりしないが、地点 16 では下層になるほど Pb 濃度が高くなる傾向が認められた。よって地点 16 においては、表層土壌よりも上層土壌、上層土壌よりも下層土壌の重金属類抽出濃度が高い原因として、粒径の小さい土壌粒子が雨水などにより下層へ移動し、下層土壌ほど土壌粒子の粒径が小さい土壌が多いというメカニズムは考え難いことになる。よって表層土壌よりも上層土壌、上層土壌よりも下層土壌の重金属類濃度が高くなったメカニズムとしては、表層付近の土壌が含有している重金属類が雨水などに溶脱し、雨水とともに下層の方へ浸透して行き、下層土壌の表面に吸着した可能性や、汚染さ

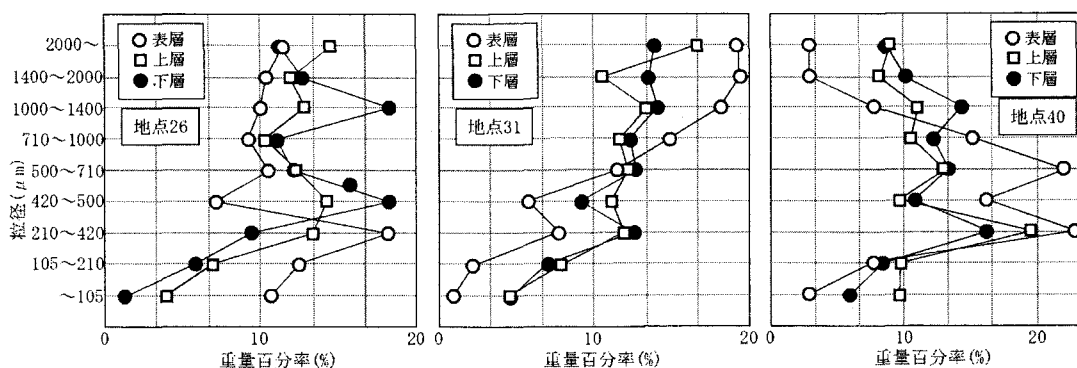


図3 粒径分布の例 (地点 26, 31, 40)

れた土壌や何らかの汚染源が下層に存在し、これが雨水の浸透・蒸発によって重金属類が再分配されたため上層にも汚染が広がったことなどが考えられる。

なお、表層土壌の重金属濃度がその下部の土壌よりも低い原因としては、他に表層土壌が下部の土壌に比べて最近客土されたものである可能性も考えられる。この可能性を支持する結果としては、上記の粒径分布が表層土壌だけ大きく異なる場合があったことに加え、上記の6地点において深さごとの土壌特性の違いを見るために行った、土壌 pH(KCl)の比較による酸性化の進行度の比較と、蛍光X線分析による成分比較の結果がある。pH(KCl)の測定結果を図4に示す。図4では地点31を除いて上層土壌の方が下層土壌よりもpH(KCl)が低く、上層土壌の方が下層土壌よりも酸性化が進行していたが、表層土壌については、6地点中4地点(地点2,15,26,40)で上層土壌よりも表層土壌の方がpH(KCl)が高く、酸性化の進行が上層土壌よりも少ないと考えられた。また、蛍光X線分析の結果では、重量成分比にして0.1%以上の元素について見た場合、表層土壌、上層土壌、下層土壌で成分割合が大きく異なる地点は存在しなかったが、6地点中3地点(地点16,26,40)では上層土壌と下層土壌は極めて成分割合が似ていたのに対し、表層土壌だけ若干傾向が異なっていた。このような成分割合の例として地点40の場合の例を図5に示す。これらの調査結果は表層土壌が新たに客土されたものであると考えると妥当な結果である。

7. 手に付着した土壌の粒径分布

1N 塩酸抽出法は元々、土壌の直接摂取によるリスク評価のための重金属類抽出方法である。現在は2mm以下の土壌を試料として1N塩酸による抽出実験が行われている。しかし本研究によって、他の研究結果^{3),4),5),6)}同様、1N 塩酸抽出法でも土壌の粒径の小さい土壌粒子ほど多くの重金属類が抽出されることが分かった。よって正確なリスク評価のためには、人が直接摂取する土壌の粒径がどのくらいかを知ることが必要となる。もし人が直接摂取する土壌の粒径が2mmよりもはるかに小さければ、現在用いられている2mm以下の土壌を試料として用いる1N 塩酸抽出法では、土壌の直接摂取によるリスクを過小評価していることになる。人が土壌を直接摂取する際の1つの重要な経路として、手に付着した土壌から摂取する経路が考えられる。そこで本研究では、手に付着した土壌の粒径分布を以下のような方法で測定した。この方法は、乾燥した手に土遊びなどによって十分な量の土壌が付着した後、土壌で汚れた手を水洗いすることなく、手を掃っただ

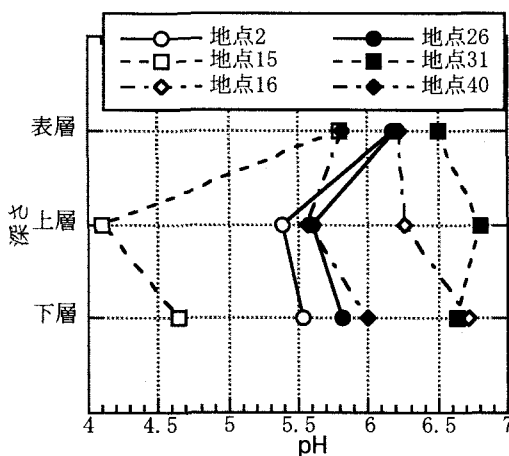


図4 pH(KCl)の深さ方向分布

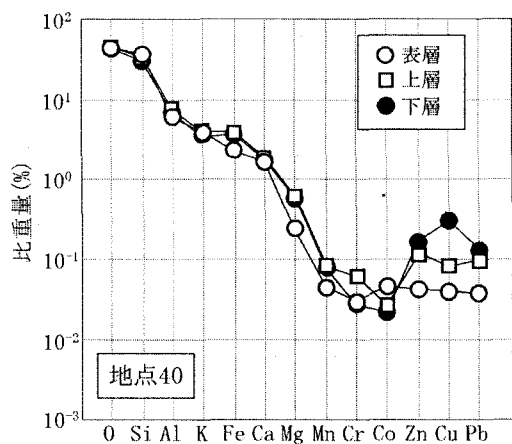


図5 蛍光X線分析による土壌成分の分布(地点40)

けで食物をつかんだり食べたり、そのまま手を口に入れた場合に摂取すると考えられる土壌粒子の粒径を求めようとして設定した。実際の子供の行動様式や力の強さなどを測定して設定した方法ではないので、子供の手に実際に付着する土壌粒子の分布とは異なることが予想されるが、乾燥した手などに付着した土壌粒子のうち、長く手に残りやすい土壌粒子の粒径分布の目安にはなると考えている。

- 1) 表層付近に存在するじゃりなどの粒径の大きな土壌（明らかに手に付着しないと思われるもの）やゴミなどを軽く掃いて取り除く。
- 2) あらかじめきれいに洗った後乾燥させておいた両手を、約 5kg 重程度の圧力をかけながら水平方向に 30 秒間動かす。水平方向の振幅は約 60cm、速度は約 30[回/min]とする。
- 3) 両手に付着した土壌を、水やタオルなどを一切使わずに手のみを用いて掃う。手のみではこれ以上土壌を取り掃えなくなるまで、両手をはたき続ける。ちなみに本研究では、この操作には約 1 分程要した。
- 4) 3) の操作の後にまだ手に付着している土壌を約 300ml の超純水を用いて取り除く。あらかじめ用意しておいた超純水約 300ml が入った容器の中に両手を入れ、超純水の中で手をこすり合わせながら両手に付着した土壌粒子を取り除く。指先から掌まで入念にこすり合わせ、手から完全に土壌を除去する。
- 5) 石鹸を用いて手をきれいに洗浄し、手を乾燥させる。
- 6) 1) ～5) までの操作を 3 度繰り返す。3 度繰り返した後の土壌を含有していると思われる 4) での超純水を試料とする。
- 7) 6) で得られた試料の粒径分布を測定する。本研究ではこの測定を、「株式会社島津テクノリサーチ」に依頼し、「島津レーザ回折式粒度分布測定装置 SALD-2000」を用いて測定した。

本研究では筆者の一人を含め、大学院生（当時）3 人の手に付着した土壌の粒径分布を測定した。それぞれをサンプル A、サンプル B、サンプル C とする。この測定結果から、手に付着した土壌粒子の粒径はすべて $0.224\mu\text{m}$ ～ $313.083\mu\text{m}$ の間の大きさであった。粒径が $93.649\mu\text{m}$ 以下の大きさであった土壌粒子は、サンプル A で手に付着した土壌粒子全体の約 91%、サンプル B とサンプル C では全体の約 90% を占めた。このことから、手に付着しやすい土壌の 9 割程度は、 $100\mu\text{m}$ 以下であると考えられる。サンプル A, B, C の粒径分布について、それぞれの平均、標準偏差、歪度を表 3 に示す。これら統計量のサンプル間での差の最大値は平均で 9.6%、標準偏差で 5.9%、歪度で 8.0% 程度であり、それぞれの差は 1 割に満たない。これらのことから、個人によって手に付着する土壌の粒径分布にさほど大きな違いはなく、手をはらったくらいでは簡単に落ちない土壌粒子の 9 割ほどは $100\mu\text{m}$ 以下の粒径であると考えられる。サンプル A の測定結果の例を図 6 に示す。

表 3 手に付着した土壌粒子の粒径分布の統計量

8. 粒径を考慮した場合のリスク評価

人間の手に付着した土壌の粒径分布を求めた実験の結果から、手に付着した土壌の 9 割程度は粒径 $100\mu\text{m}$ 以下であることが分かった。そこで、1N 塩酸抽出法による抽出実験で 2mm 以下の土壌を用いた場合と、 $105\mu\text{m}$

粒径分布の統計量	サンプル A	サンプル B	サンプル C
平均 (μm)	36.6	38.2	40.1
標準偏差 (μm)	36.4	36.9	38.5
歪度	1.75	1.64	1.62

以下の値を用いた場合の違いを、リスク指標を用いて比較することにする。ここでリスク指標を次式で定義する。

$$(\text{リスク指標}) = (\text{土壌抽出量}) / (\text{リスク評価参考値})$$

6. で粒径別濃度を測定した 6 地点において、リスク指標が 0.1 以上の値を示したのは、Mn, Ni, Pb であった。図 7, 8, 9 にこの 3 元素のリスク指標の深さ毎の値を、 2mm 以下で評価した場合と、 $105\mu\text{m}$ 以下

で評価した場合について示す。

全体的にほとんどの元素・地点において、 $105\mu\text{m}$ 以下の結果の方が大きくなり、 2mm 以下の土壌中含有量を用いてリスクを評価した場合は、リスクを過小評価している可能性がある。5. でも粒径の小さいものの方が一般に単位重量当たり重金属含有量が多い傾向が見られたことから、これは当然の結果と言える。リスク指標で比較した場合、最も子供達が摂取しやすいと考えられる表層土壌と比較すると、 $105\mu\text{m}$ 以下で評価した場合は 2mm 以下で評価した場合に比較して、Mn では2倍～4倍、Ni で2倍～5倍、Pb では1倍～10数倍程度にリスク指標が大きくなった。Pb の場合、 2mm 以下で測定した場合はリスク指標が1以下であるが、 $105\mu\text{m}$ 以下で評価した場合はリスク指標が1以上となる場合もあることなどから、土壌の直接摂取による健康リスクを評価する場合には、摂取する土壌の粒径を把握する必要があると考えられる。また、図7～9に示すように土壌の深さによってもリスク指標は大きく異なる場合のあることから、土壌汚染対策法での含有量基準値導出の際に仮定している、1日当たり土壌摂取量を 200mg とするといった簡単なシナリオではなく、より詳細な土壌の摂取シナリオの構築が、より正確なリスク評価のためには必要であると考えられる。

9. 結論

京都市内の 58 ヶ所の公園において、地表から 5cm までの土壌中重金属含有量を 1N 塩酸抽出法を用いて測定した。その結果、ほとんどすべての元素において、表層土壌（地表付近の土壌をスコップで弱く掃いて集めた土壌）よりも上層土壌（深さ $0\text{cm}\sim 2.5\text{cm}$ ）の濃度が高く、上層土壌よりも下層土壌（深さ $2.5\text{cm}\sim 5.0\text{cm}$ ）の濃度が高くなっていた。このことから、公園土壌の周辺に何らかの重金属類の発生源があり、大気などを経由して公園土壌への曝露が現在も続いているという可能性は低いと考えられる。

京都市内の 6 ヶ所の公園土壌を粒径別に 9 段階に分けたものについて、1N 塩酸抽出法による抽出実験を行った。その結果、土壌の性質や元素などによって異なるものの、全体的な傾向としては粒径の小さい土壌ほど重金属類が多く抽出された。しかし土壌粒子の表面積の差ほど、抽出量は異ならなかった。このことから、1N 塩酸抽出法では土壌粒子の表面に吸着した重金属類が主として抽出されるものの、粒子表面積以外にも土壌中濃度に影響を及ぼす因子が存在することが推測できる。

公園において実際に手に付着し、手をはらったくらいでは簡単に落ちない土壌粒子の粒径分布を実験により求めてみた。3人の手による実験の結果、個人によって手に付着する土壌の粒径分布にさほど大きな違い

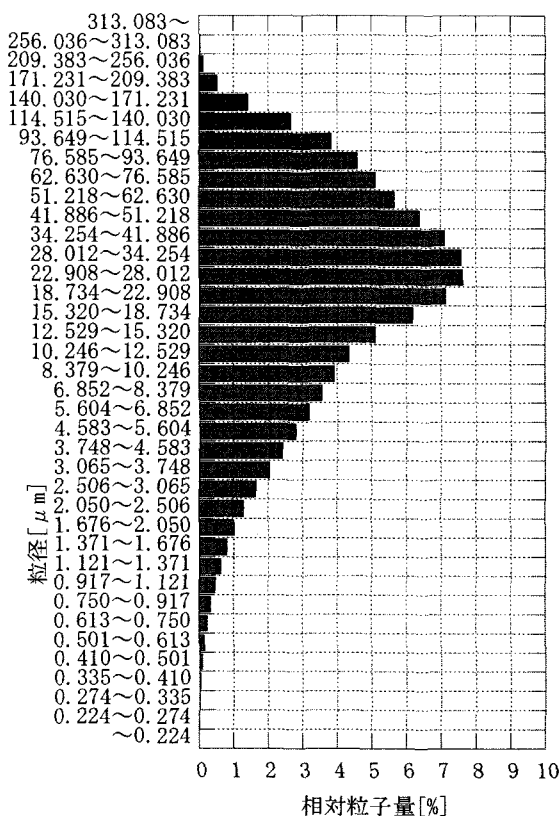


図6 手に付着した土壌粒子の粒径分布（サンプルA）

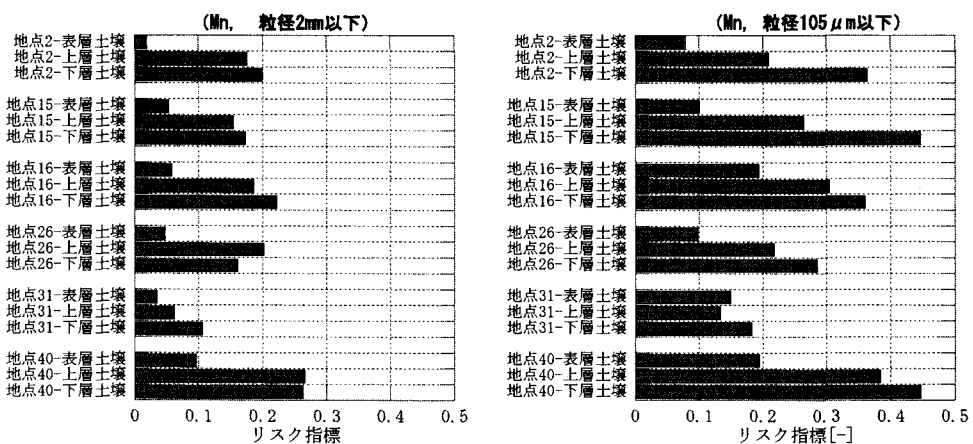


図7 Mnのリスク指標 (左: 2mm 以下、右: 105 μm 以下)

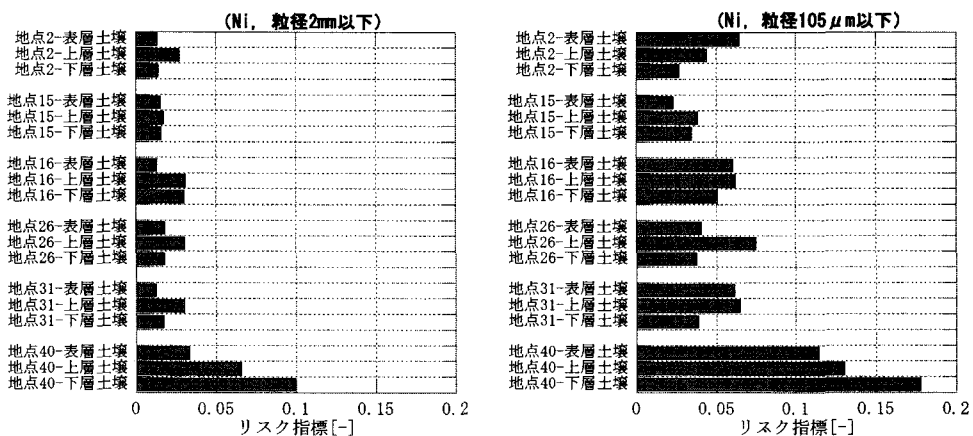


図8 Niのリスク指標 (左: 2mm 以下、右: 105 μm 以下)

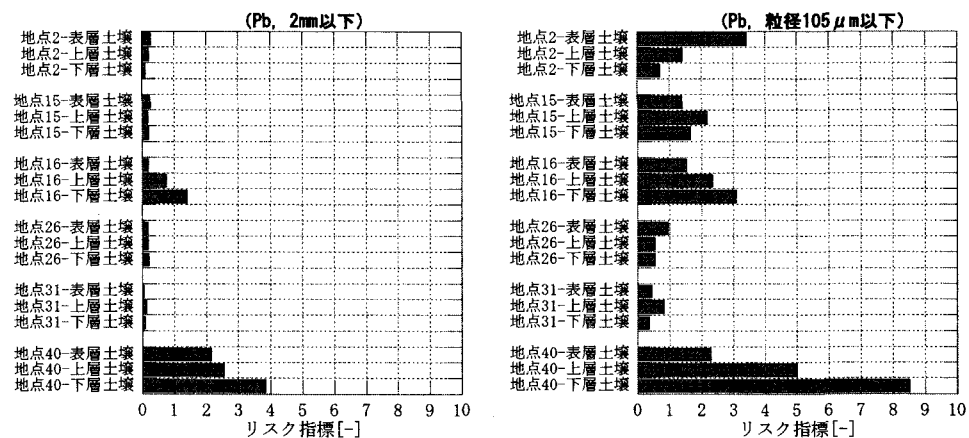


図9 Pbのリスク指標 (左: 2mm 以下、右: 105 μm 以下)

はなく、手をはらったくらいでは簡単に落ちない土壌粒子の9割ほどは 100 μ m 以下の粒径であると考えられる。

2mm 以下の土壌を用いて 1N 塩酸抽出で重金属含有量を求めた場合と、105 μ m 以下の土壌を用いて重金属含有量を求めた場合とでリスク評価を行ったところ、一般に後者の方のリスクが大きく、Pb の場合は 10 数倍以上となる場合もあった。現在、法令の定める 1N 塩酸抽出法では 2mm 以下の土壌が抽出実験に用いられているが、この方法では土壌の直接摂取による重金属汚染のリスクを過小評価している可能性がある。より正確なリスク評価のためには、直接摂取する土壌粒子の粒径に関するデータを取得するとともに、土壌粒子のより詳細な摂取シナリオが必要ではないかと考えられる。

参考文献

- 1) 環境省: 土壌汚染対策法について, URL (<http://www.env.go.jp/water/dojo/law.html>), 2005
- 2) 中央環境審議会答申: 土壌汚染対策法に係わる技術的事項について, pp. 26-30, 2002
- 3) Mogollón J.L., Bifano C.: Tracking the metal distribution in the tropical Valencia lake catchment: Soil, rivers and lake, *Environmental Geochemistry and Health*, 22(2), pp.131-153(23), 2000
- 4) Charlesworth S.M. and Lees J.A.: The distribution of heavy metals in deposited urban dusts and sediments, Coventry, England; *Environmental Geochemistry and Health*, 21(2), pp.97-115(19), 1999
- 5) Zhang M. K., He Z. L., Calvert D. V., Stoffella P. J., Yang X. E. and Li Y. C.: Phosphorus and Heavy Metal Attachment and Release in Sandy Soil Aggregate Fractions, *Soil Science Society of America Journal*, 67, pp.1158-1167, 2003
- 6) Sansalone, J. J., Buchberger, S. G.: Characterization of Solid and Metal Element Distributions in Urban Highway Stormwater, *Water Science and Technology*, 36, pp. 155-160, 1997
- 7) 環境省: 平成 15 年環境省告示第 18 号, 2003
- 8) WHO: Chemical fact sheets, URL (http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/en/gdwq3_12.pdf), 2004
- 9) 土壌の含有量リスク評価検討会: 土壌の直接摂取によるリスク評価等について (平成 13 年 8 月検討会報告), 2001 (URL (<http://www.env.go.jp/water/report/h13-01/index.html>)), 2005)
- 10) 環境省水質保全局水質管理課・環境庁水質保全局土壌農業課監修: 土壌・地下水汚染対策ハンドブック, 1995
- 11) 米田稔, 森澤眞輔, 西村留美: 土壌汚染概況調査の 5 地点混合方式における試料採取地点最適配置, 土木学会論文集, No.622/VII-11, pp.51-58, 1999
- 12) 坂内修, 辻貴史, 米田稔, 森澤眞輔: 土壌重金属汚染の測定と土壌の直接摂取による健康リスクの評価, 環境工学研究論文集, 第 40 巻, pp. 659-666, 2003