令和２年度不動産流通経営協会研究助成
研究報告書

表層土壌汚染地近傍における「健康リスクの大きさ」に基づく対応の判断基準に関する研究

研究代表
横浜国立大学大学院環境情報研究院　准教授
小林　剛

研究補助者
同大学大学院環境情報学府博士課程前期２年
半田　千智
同大学都市科学部環境リスク共生学科４年
深谷　亮太

目次

１．はじめに　・・・

1. はじめに

国内には「数万の土壌汚染サイト」が潜在すると言われており、その多くは未調査・未対策のままである。特に中小事業所では、高濃度汚染の可能性があっても、土壌汚染対策法（以下、「土対法」とする）での調査機会が訪れるまで調査・対策がなされていない場合が多い。

また、基準値の数倍という比較的低濃度の汚染であっても土壌汚染対策法（土対法）で求められる以上の過剰な対策（掘削除去）が行われることも多く、対策費用が多額となるため、開発計画がとん挫したり、土地所有者が対応困難となり、汚染地が未対策のまま放置される「ブラウンフィールド」化することもあり、土地の流通や利活用される上での大きな障害となっている。

このような社会問題が発生する原因として、「環境基準（土対法の指定基準と同値）」を超過することの意味が、事業者や周辺住民とで正しく理解されていないことがある。土対法では基準値の数倍の濃度レベルであれば、舗装などの飛散防止により曝露経路を遮断すればよいという場合も多いが、実際には汚染地の 8 割で掘削除去が行われ、多額の対策費用が発生するのみでなく、大規模土木工事に伴う他の環境負荷やエネルギー消費の増大に繋がっている。土地所有者らが「基準超過」の意味を正しく理解し、土対法に基づく対策で十分であることを、分かりやすく市民にリスクコミュニケーションするためのリスク情報を整理する必要がある。また一方で、リスク管理上、将来の「健康被害が本当に懸念される汚染レベル」とはどのような状況のことなのか、整理される必要もある。「基準超過か否かという判断」ではなく、「無視できるリスクレベルから、要対策リスクレベルまで、連続的に変化するリスクの大きさに基づく対応を判断するための物差しとなる考え方が求められる。

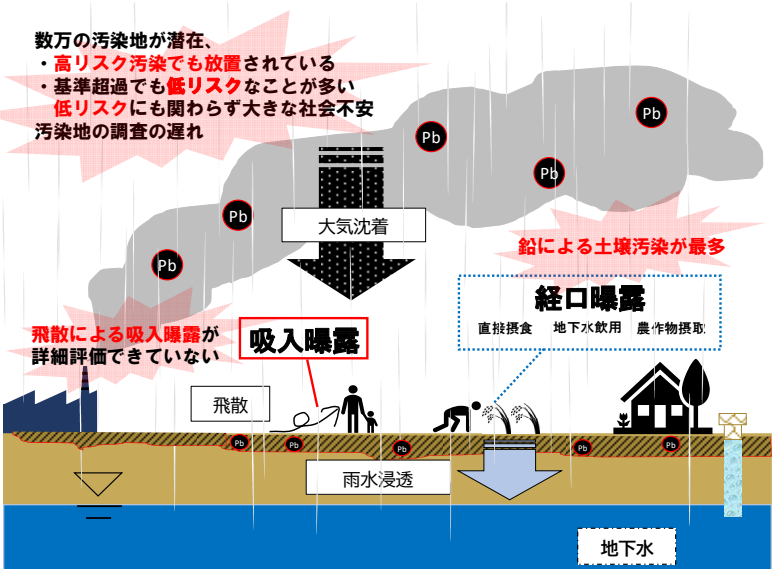

図 1　鉛による表層土壌汚染と多様な曝露

本研究では、鉛による表層土壌汚染地を対象に、基準値から基準の数倍程度までの低濃度汚染の場合と、早急に掘削除去を行わねばならない高濃度汚染の場合との判断基準について検討する。まず、(1)特に情報の不十分な土壌汚染粒子の飛散による吸入曝露に着目した汚染地調査を行う。また、(2)多様な曝露経路を想定した健康リスク評価事例を作成するとともに、気象変動などの不確実性も想定した算出値の評価を行う。更に(3)毒性情報についても詳細に確認し、土壌汚染のリスクの大きさを相対的に比較・判断できる判断基準について検討することとした。

なお、次の４つの理由から、本研究では鉛による表層土壌汚染に着目した。

・鉛による土壌汚染が最多である。令和元年度までの基準不適合事例累計 30,286 件の内、鉛による汚染は 7,451 件と 24.6%と最も多い土壌汚染物質である[1)]。
・鉛は土壌への吸着性が高く汚染が表層に留まりやすい[2)]。
・大気への鉛排出量多い事業所(PRTR データより)周辺の 700m 以内までで、大気からの沈着による大規模表層汚染の発生が明らかとなっている[3)]。
・鉛は自然由来でも基準超過している地域があり、比較的、基準超過に対する理解が得られやすい可能性がある。

２．研究計画・方法

2.1 表層土壌汚染地の吸入曝露に着目した汚染実態調査

(1)東京都の公開情報からの表層土壌汚染状況調査

今年度はコロナ禍により学生を帯同しての事業所周辺調査が十分に行えなかったため、事業所のみでなく、幹線道路周辺での表層鉛汚染の調査を行ったが、事業所周辺での汚染実態についてより多く知見を得たかったため、東京都環境局の「土壌汚染対策法に基づく台帳情報公開システム」[4)]を参照して、鉛の含有量基準を超過した土壌汚染サイトの報告書を調査し、0～5 cm と 5～50 cm の土壌中重金属含有量を分けて測定している事例を抽出し、0～5 cm の表層付近と 5～50 cm の濃度の差から、鉛がどの程度表層に留まりやすいかをの調査も実施した。

(2)事業所及び幹線道路周辺の表層土壌汚染実態の調査

過去の研究で既に表層土壌汚染が明らかな事業所 A 周辺の 1 地域、および幹線道路周辺の交差点周辺 2 地域を対象に鉛による表層汚染の詳細実態調査を実施した。なお、汚染地の情報については、汚染地が特定されないように配慮するため、公表はしないが、事業所については PRTR 制度による大気への鉛排出量が多いとされている事業所であり、また交差点に関しては神奈川県内の主要幹線道路であり、路面標示用黄色塗料があり、交通量も多く路面標示塗料の摩耗が激しい箇所を選定した。

また、図２のように公定法では表層 5cm の土壌と 5～50cm の土壌とを採取して等量混合して分析試料としているが、本研究では鉛は土壌吸着性が高く、表層はより高濃度の可能性あるため、特に「土壌粒子の飛散や摂食に関わる表層 1.0 cm の土壌」と公定法採取時に採取する表層 5cm までや 5～50cm の土壌の鉛含有量とを詳細に測定して、比較考察することとした。

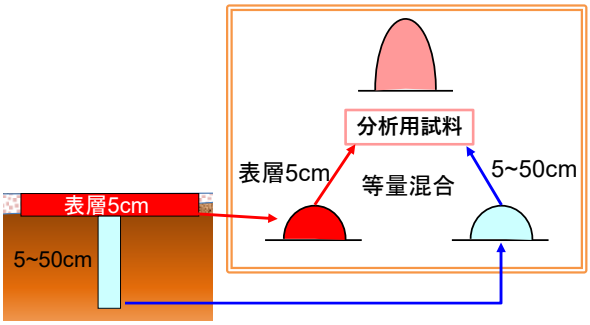

図２　公定法の土壌採取方法

各地域の比較的高濃度と考えられる地点の多様な土質の表層土壌を採取して測定した。事業所 A 周辺では、2021 年 10 月 31 日に事業所 A 周辺の 23 地点の表層

1 cm 程度の土壌を採取してスクリーニング調査を行った。地点の選定には、表層土壌の飛散による吸入曝露や直接摂食による経口曝露が想定され、長期にわたって土壌がかく乱されていないと考えられるか、深度別の土壌の採取が可能かどうかなどを考慮して選定した。採取した表層 1 ㎝程度の土壌から、植物等を除いて約 1.5g 採取し、1 mol/L 塩酸 50 mL で 30 分以上抽出した抽出液を 100 倍希釈し、デジタルパックテスト鉛（共立理化学研究所 DPM2-Pb）を用いて現地で定量した。これより、各地点の表層 1 ㎝程度の土壌のおおよその湿潤土壌中鉛含有量を把握することができた。

翌日、スクリーニング調査地点のうち、高濃度の鉛が検出されたところであり、土質と深さ方向にサンプリングが可能か等を考慮して選定した 11 地点で、表層及び深度別の土壌のサンプリングを行った。

幹線道路周辺では、攪乱されていない土壌を深さ方向に採取できる箇所の先天に苦労をしたが、2 地域で同様に現地でスクリーニング調査をした上で、比較的高濃度の地点を選定して深度別の土壌を採取することができた。

採取した土壌は、研究室に持ち帰り、公定法に準じて土壌中鉛含有量試験を行った。これは約 3g の土壌(w [g])を 100mL 遠沈管に取り、1 mol/L 塩酸を 100mL 加えた後、環境省告示 19 号に準拠し、常温・常圧で 2 時間 200rpm で連続振とうし、土壌粒子が沈降するまで放置した後、上澄み液を 0.45μm メンブレンフィルターでろ過し、それを 10 倍希釈したものを検液として、原子吸光光度計(AA-7000、島津製作所)を用いて検液中鉛濃度C_wを定量し、次式で乾燥土壌中の鉛含有量C_Sを求めた。また、別に土壌の含水率 a [%]を測定した。

$$C_S[mg\text{-}Pb/kg\text{-}drysoil] = \frac{C_w[mg/L] \times 10 \times 100[mL]}{w[g\text{-}wetsoil] \times \left(1 - \frac{a}{100}\right)}$$

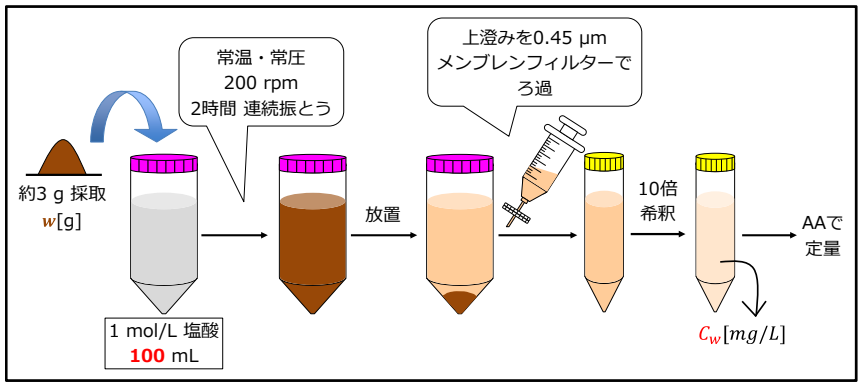

図 3　土壌中鉛含有量の測定方法

2.2 多様な曝露経路を想定した健康リスク評価事例の作成・解析

2.1 での鉛表層土壌汚染地での実態調査結果を用いて、リスク評価事例を作成した。想定した曝露経路を図 4 に示す。直接摂取、地下水飲用、農作物摂取の経口曝露については、GERAS（産業技術総合研究所－地圏環境リスク評価システム）を用いて、曝露経路別に曝露量を予測計算（土質別に計算）した。吸入曝露については、GERAS では風向・風速の影響が考慮できないため、METI-LIS（経産省-低煙源工場拡散モデル）を用いて曝露量を算出した。ただし、METI-LIS では、土壌汚染地のような面源からの排出を想定した計算ができないため、汚染地をメッシュ状に分割し、分割区域毎に土壌粒子の飛散フラックスを設定することで、面的な大気への排出を計算した。土壌汚染地(面源)からの飛散フラックスは、土壌の風速により生じる摩擦により粒子別にどの程度の大きさの粒子が飛散するかを表した式[5)]を用いて計算した。

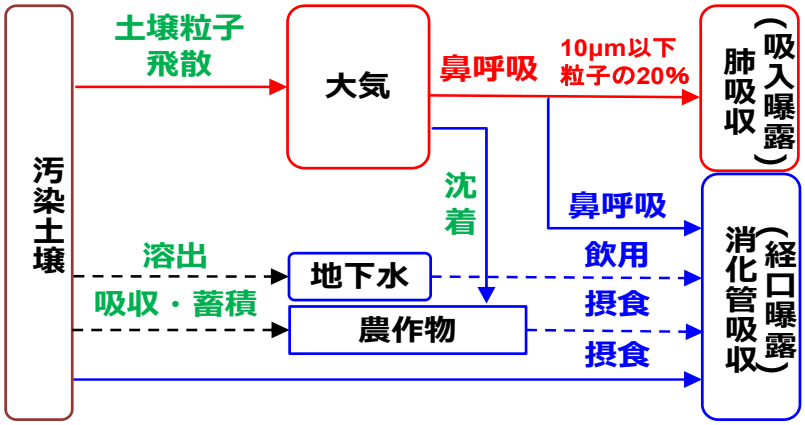

図 4　本研究で検討した多様な曝露経路

2.3 鉛の毒性情報の詳細確認と「鉛土壌汚染のリスクの大きさ」の判断指標の作成

2.2 で求められた土壌汚染地周辺での多様な曝露経路から鉛を曝露した場合のリスクの大きさを判断するために有用な情報として、下の項目について文献などから情報を収集した。これらを判断指標として活用して、2.2 のリスク評価事例について、どう判断すべきかについて検討した。

【土壌汚染地の「安心」を判断するための情報調査と評価（文献調査）】

・自然由来／生活関連曝露事例（温泉、食品、自然由来等）
　鉛の自然由来での基準超過事例について濃度範囲など
　食品や身の回りの製品、温泉水などの鉛含有濃度について
・環境基準超過しているが「低リスク」と判断できるリスク評価事例
　土壌汚染（基準超過）地の安全な管理・活用事例

【鉛の有害性・曝露性情報の詳細調査（文献調査）】

・基準設定根拠となった有害性情報

（有害性評価値、悪影響の内容など）

・基準設定時に参考にされた曝露性情報

（曝露経路、環境モニタリング情報、物性情報など）

【「鉛土壌汚染のリスクの大きさ」の判断指標の検討】

・文献調査の結果と合わせて、他の経路からの曝露と比較して、土壌汚染由来の曝露がどの程度懸念されるのか分かるような「物差し」を検討した。

３．結果と考察

3.1 表層土壌汚染地の吸入曝露に着目した汚染実態調査

(1)東京都の公開情報からの表層土壌汚染状況調査

2021 年 11 月 25 日現在、東京都の汚染地公開システムにて Pb の含有量基準を超過したサイトは 767 あり、その中で表層 5cm と 5-50cm の土壌中含有量とを分けて測定しているサイト数は 131 あり、地点数としては 962 もあることが分かった。図５に鉛汚染サイトにおける 5～50cm 層に対する表層 5cm の含有量の割合を示した。表層 5cm と 5-50cm の土壌中含有量とを比較すると、鉛は 57%の地点で、表層 5cm＞5~50cm 層含有量と横軸が 1 より大きくなることが分かった。また、表層 5cm が 5~50cm の含有量に対して、平均で 6 倍程度大きく、最大で 515 倍も大きく、鉛が比較的表層に留まりやすいことが分かった。表層が非常に高濃度のサイトに関しては、鉛の場合、公定法による測定結果を用いた場合、表層の土壌中含有量がより下層の土壌で薄められてしまい、曝露量を大きく過小化してしまうことが懸念された。

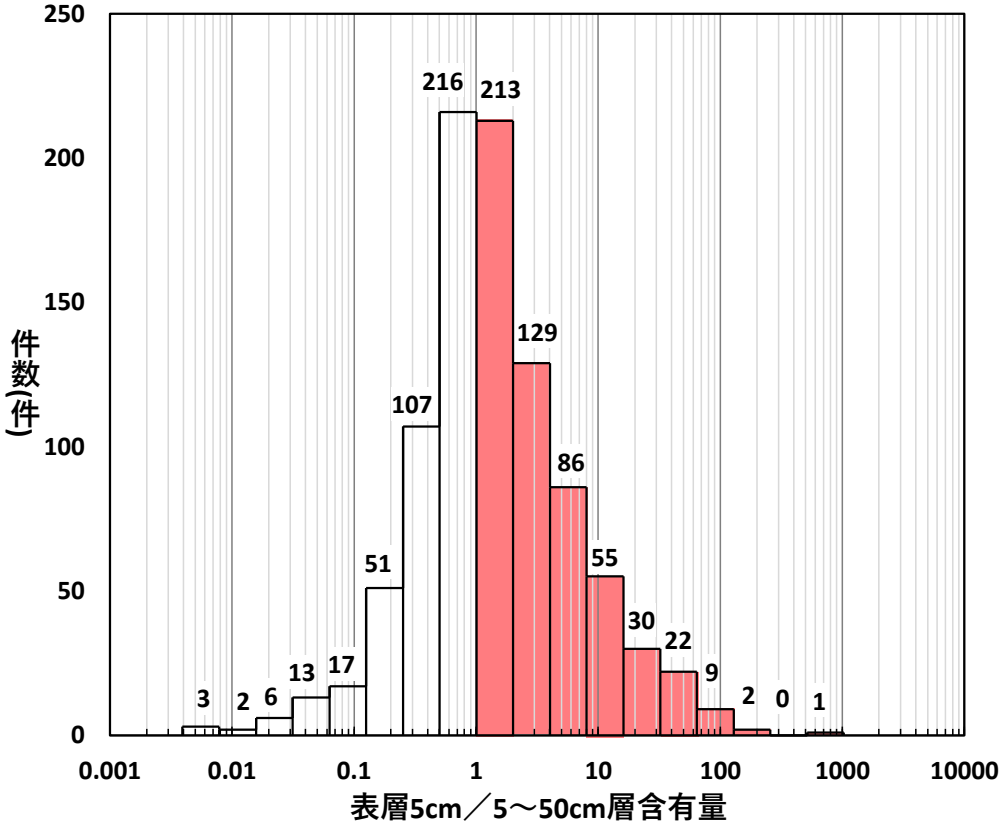

図５　鉛汚染サイトにおける 5～50cm 層に対する表層 5cm の含有量の割合

(2)事業所及び幹線道路周辺の表層土壌汚染実態の調査

事業所 A 周辺の地域で表層汚染の実態調査を実施し、スクリーニング調査をした 23 地点において、21 地点で 150mg/kg を超過する値となった。この内、土質や 11 地点で深度別に採取した土壌の測定結果を表 1 および図 6 、図 7 に示した。

表 1 には、各地点の表層 1 cm の値と、0～5cm および 5～50cm の値とそれらを均等混合した値とを比較して示した。表層 1cm で 150mg/kg を超過した土壌は 7 地点であったが、実際の公定法による土壌採取方法での基準（150mg/kg）超過地点は 5 地点であった。また、表層 1cm で 150mg/kg を超過した 7 地点の内、曝露の可能性が高い表層 1cm 含有量は、公定法の測定値の平均 2.3 倍（最大 3.4 倍）となることが分かった。これは、公定法による土壌中含有量を用いて、飛散→吸入や摂食による曝露量を評価すると１／２～１／３の過小評価となるということであり、特にリスク評価の際には注意が必要である。また、0～5cm の値と比べて、表層 1cm はより高濃度となっている可能性があると想定していたが、最大で 2 倍程度であった。また、表層 1cm の土壌で、最大含有量が基準値の 90 倍以上となった地点も見られたが、表層 5cm 程度を除去することで、大幅にリスクを低減できることも分かった。このような高濃度の汚染箇所については、そのまま放置すれば、雨水の浸透および時間経過とともに地下浸透をして、対策しなければならない土量が増加するため、早期に汚染が表層に留まるうちに対策しておくことが有用と考えられた。

表 1　各地点の表層 1cm 含有量と公定法含有量

地点	含有量[mg/kg]				
			均等混合		表層1cm / 公定法
	表層1cm	公定法	0～5 cm	5～50 cm	
a	13800	5200	9700	780	2.7
b	14700	8300	14100	2500	1.8
c	120	65	89	41	1.9
d	830	400	610	190	2.1
e	2200	1000	1600	500	2.2
f	1300	620	990	260	2.1
g	16	2	3	1	7.6
h	200	110	93	130	1.8
i	62	22	40	4	2.8
j	320	94	160	29	3.4
k	100	100	160	43	1.0

(含有量基準値：150mg/kg)

図 6 および図 7 に最大含有量が基準値の 5~15 倍程度となった地点および最大含有量が基準値の 90 倍以上となった地点の土壌中鉛含有量の深度分布を示した。

図６について、最大含有量が基準値の 5~15 倍となったのは、事業所Ａから西に 300~500 m 程の地点の e、d、f であったが、事業所 A から近い順(e→f→d)に表層の含有量が多い結果となった。深度分布からはいずれもばらつきはあるが、表層 5cm 程度で高濃度がみられることが分かる。

図７について、事業所 A の東に 300~400 m 程の地点の a、b では、両者とも最大で基準値の 90 倍以上の高濃度汚染が確認された。特に事業所 A により近い b では最大で基準値の 100 倍以上の濃度が確認された。事業所 A から同程度の距離(300 m 程度)にある e と比較して、約 7 倍の汚染が確認されたのは、西、西南西からの風の頻度が高いことや、事業所 A に煙突以外の排出源がより近くにある可能性も考えられる。今後も事業所からの大気への排出が持続する限り、さらに汚染が悪化する可能性も考えられる。

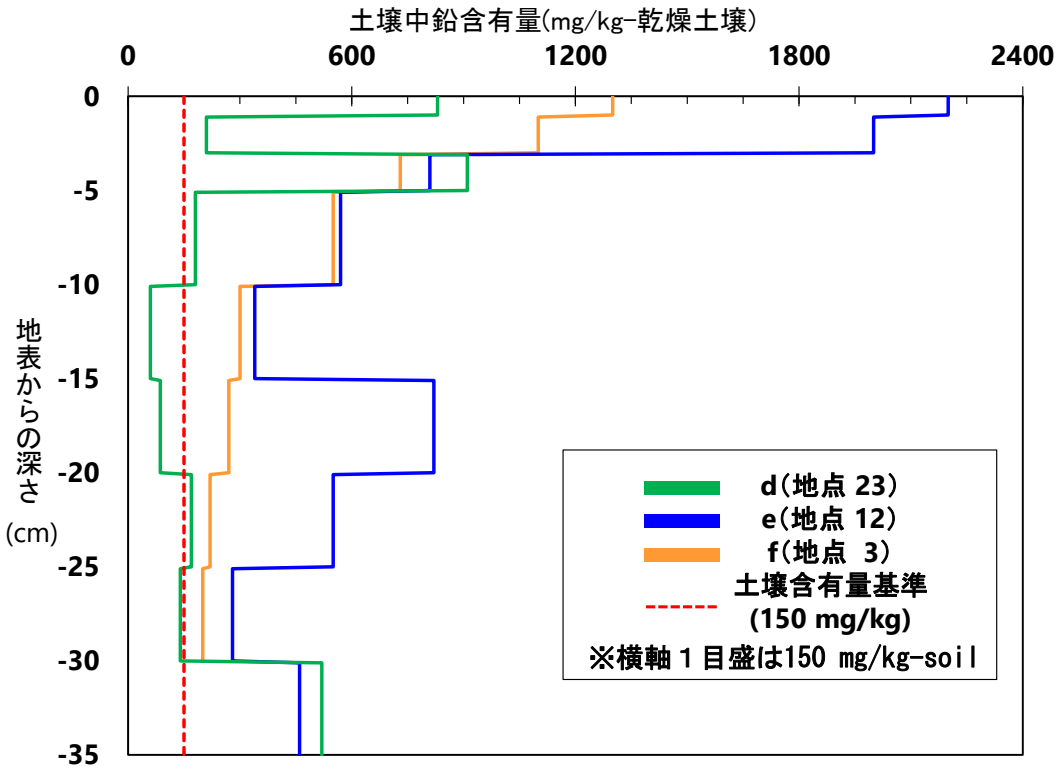

図６　最大含有量が基準値の 5~15 倍程度の地点の土壌中鉛含有量の深度別測定例(事業所 A の煙突から 300～500m の地点)

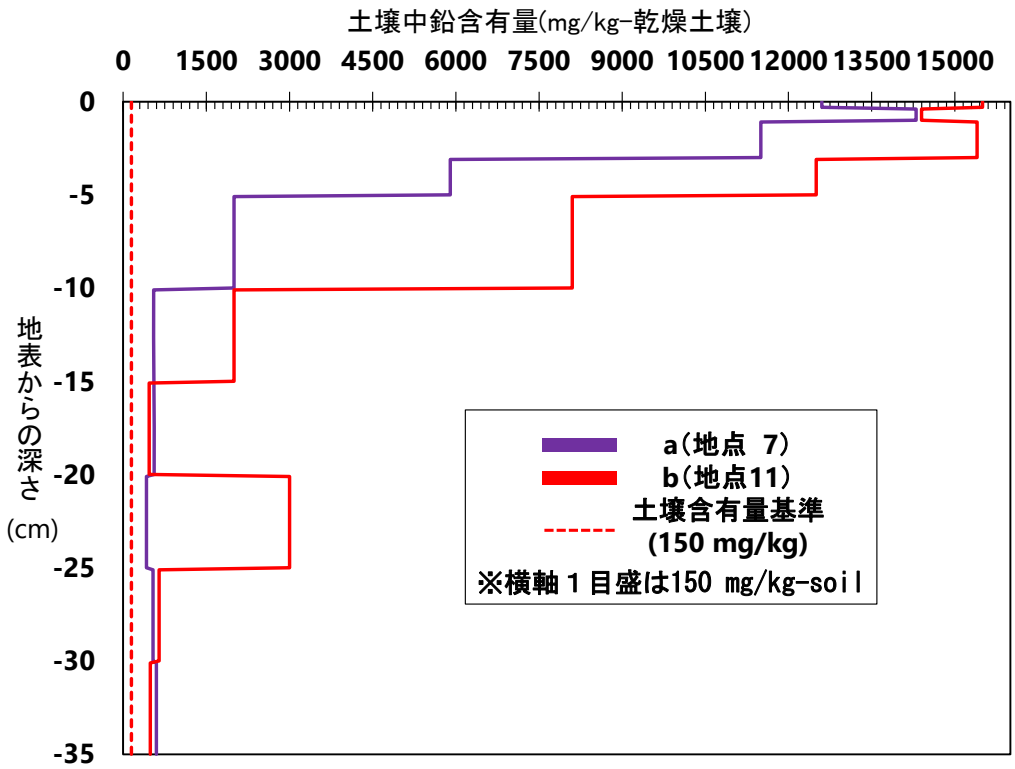

図７　最大含有量が基準値の 90 倍以上の地点の土壌中鉛含有量の深度別測定例(事業所 A の煙突から 300～400m の地点)

また、図８に幹線道路周辺の交差点周辺２地域（地域 C、地域 D）でスクリーニング調査によりより高濃度であった地点での土壌中鉛含有量の深度分布の測定例を示した。事業所 A での測定結果と比べて、明確に表層土壌が高濃度となっているという知見が得られず、表層 1cm よりも地表から 1~3cm 付近で含有量が高濃度となった。これは、黄色路面標示に関しては、2018 年の JIS K 5665 路面標示用塗料の改正により、これ以降に生産される路面標示鉛・クロムフリーのもののみとなり、2019 年 3 月 31 日までが経過的措置期間として設定された [6]ことから、現在は鉛フリーのものに置き換わっており、大気からの鉛の沈着は以前より小さくなっていると考えられる。そのため、鉛フリー塗料に置き換わる前に表層土壌に沈着した鉛が時間経過や雨水の影響で地下にすこしずつ浸透し、表層は洗われたことにより、3cm 程度までは土壌鉛含有量がやや増加傾向となったことが考えられた。また、幹線道路周辺の土壌は事業所Aの採取地点と比べて、人間活動が多く比較的攪乱されることも少なくないことや、比較的土壌有機物や粘土分が少ない土壌が多く、土壌への吸着性が低いためより地下浸透していたことも可能性として考えられた。現在、土質別の表層土壌中の鉛の地下浸透挙動を予測計算することも研究しており、今後、詳細に解析できるようにする予定である。

以上のような現地調査の結果から、発生源の状況や土質などによって状況は異なるが、鉛の沈着による表層土壌汚染が存在し、より曝露可能性のある表層 1cm の土壌もしくは 0～5cm の土壌の測定値を把握しておくことは、人への健康リスクを正しく評価するために有用であることが確認できた。

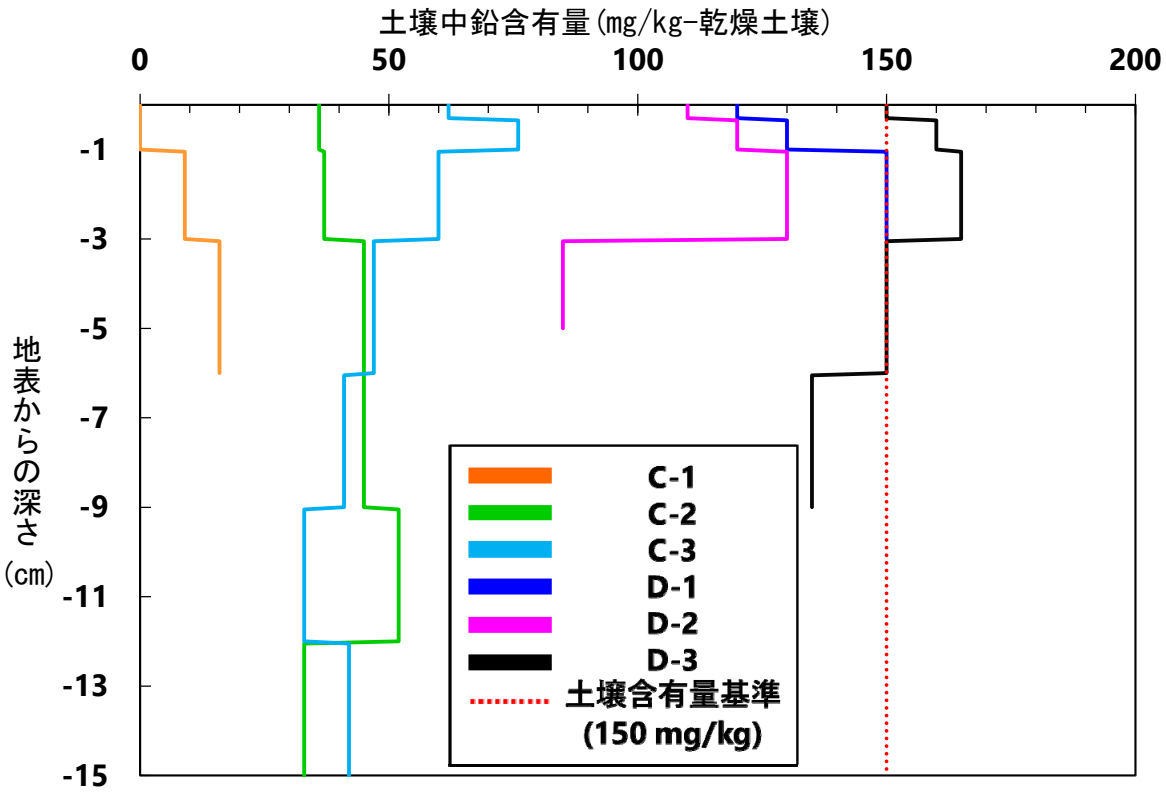

図８　幹線道路近傍の地点の土壌中鉛含有量の深度別測定例

3.2 多様な曝露経路を想定した健康リスク評価事例の作成・解析

鉛表層土壌汚染の曝露に対する健康リスク評価事例を作成するために、事業所 A 周辺での **3.1** の鉛含有量測定結果とこの地域の気象データとを用いて、多様な曝露経路からの鉛曝露による健康リスク評価を行った。

事業所 A の H13~31 年までの年平均 PRTR 届出排出量などから ADMER(産総研ー曝露・リスク評価大気拡散モデル)で予測した鉛の大気中濃度分布と 3.1 での表層土壌汚染の測定結果を用いて、100m×100m を 1 メッシュとした、調査地点周辺 2km 四方の鉛汚染分布を図 9 のように設定することができた。面的な排出源はα～ζの 6 区分に分けてそれぞれの土壌中含有量を 150～15000 まで 6 段階に等比的に設定した。計 155 メッシュからの面的な土壌粒子の飛散を想定することとした。図 9 の 96 番メッシュが事業所 A の高煙突の地点となる。3.1 の調査地点 a~k は、順に 138、113、152、132、66、40、36、23、48、21 に相当する。本研究では、居住地域であり、表層 1cm の含有量が基準値の約 2 倍と評価された 48 番メッシュ(調査地点 j)における曝露量を計算し、TDI や WHO ガイドライン値と比較して健康リスク評価を行った。

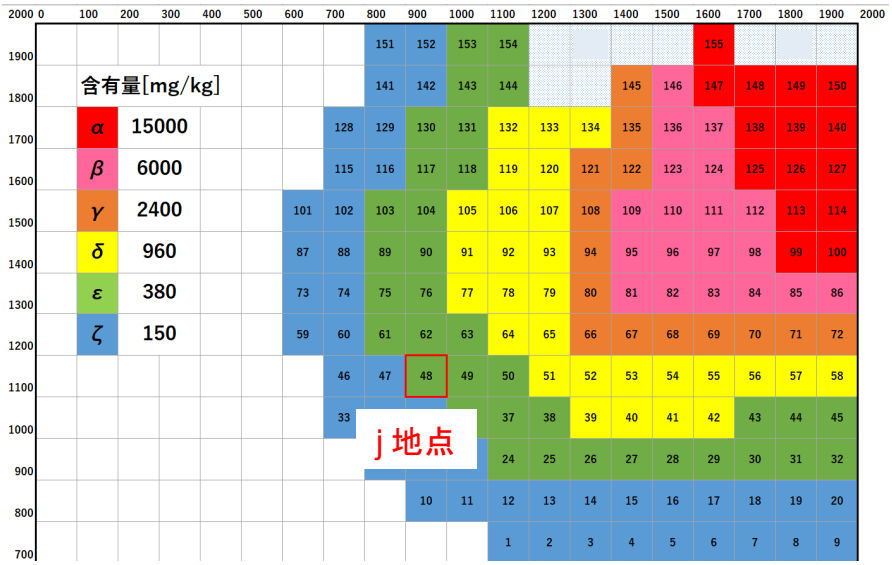

図 9　調査結果を参考に作成したリスク評価を行う地域の表層土壌汚染分布

(1) 吸入曝露濃度の算出と健康リスク評価

図 10 に調査地点に一番近いアメダス観測所の 2020 年の風速と風向から作成した風配図を示した。また、図 11 に表層土壌を黒ぼく土とした場合の METI-LIS で予測した汚染土壌の全粒径の粒子の飛散による大気中鉛濃度分布と吸入曝露となる 10μm 以下（全体の 20%）の粒子の飛散による大気中鉛濃度分布の計算例を示し

た。濃度区分は、WHO の鉛の大気ガイドライン値である 0.5 μg/m³を超える地点を赤で示した。半径約 1 km の範囲で黒ぼく土の全粒子の飛散による大気中鉛濃度は 0.5 μg/m³を超過しているが、吸入曝露となる微粒子の大気中鉛濃度は最大でも 0.05μg/m³であったことから、大部分が吸入しても気道でトラップされて経口曝露量となると考えられた。

また、図 12 に 48 番メッシュ(図 9)での吸入曝露濃度となる 10μm 以下粒子の大気中鉛濃度を土質別に示した。いずれの土壌でも WHO ガイドライン値を超過せず、10 μm 以下の粒子が一番多くなった黒ぼく土でも、WHO ガイドライン値の 1/10 程度と吸入曝露によるリスク懸念は十分に低いと考えられた。これより、吸入曝露経路の土質ごとのハザード比は、砂質土、ローム、黒ぼく土の順に 0.02、0.01、0.1 となった。

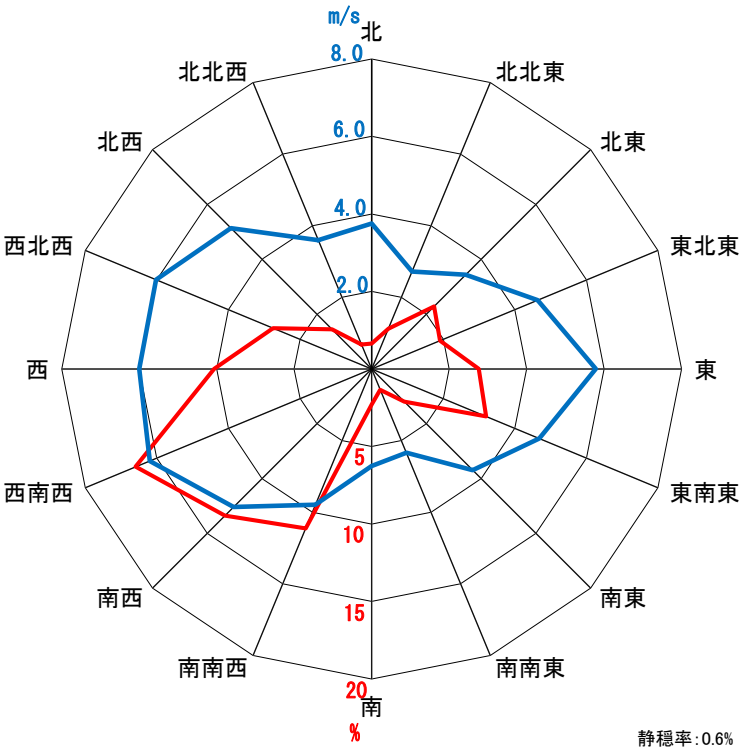

図 10　2020 年の評価地点の風配図

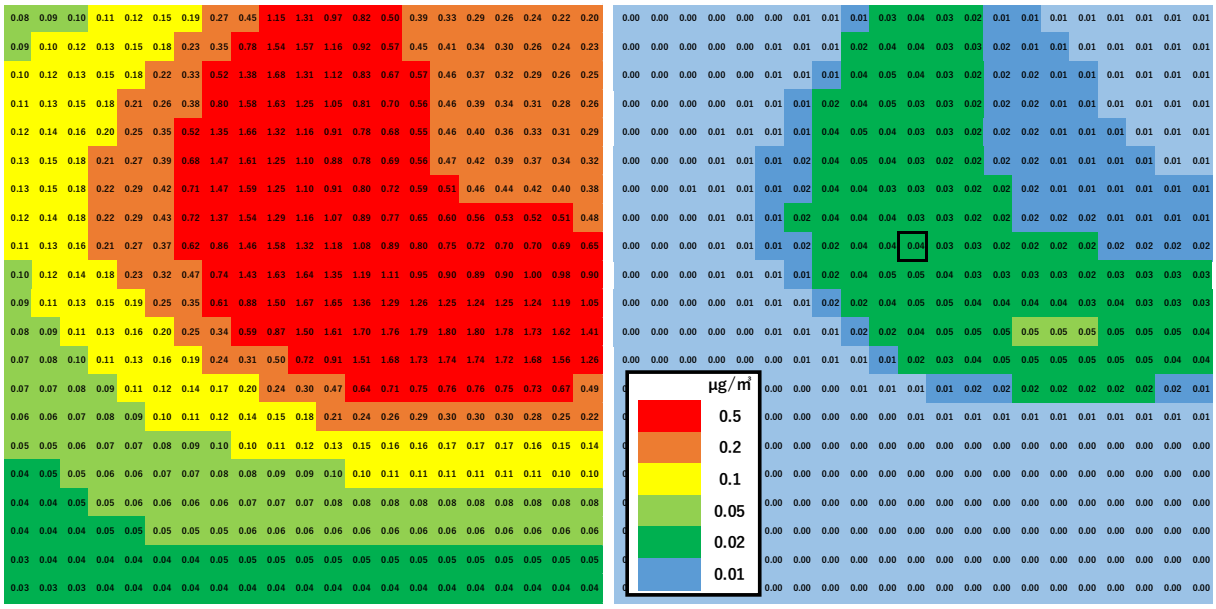

図 11　土質が黒ぼく土としたときの鉛汚染土壌の全粒径の粒子の飛散による大気中鉛濃度分布（左図）と吸入曝露濃度となる 10μm 以下の粒子の飛散による大気中鉛濃度分布(右図)

計算範囲：2km×2km、計算グリッド(100m×100m)

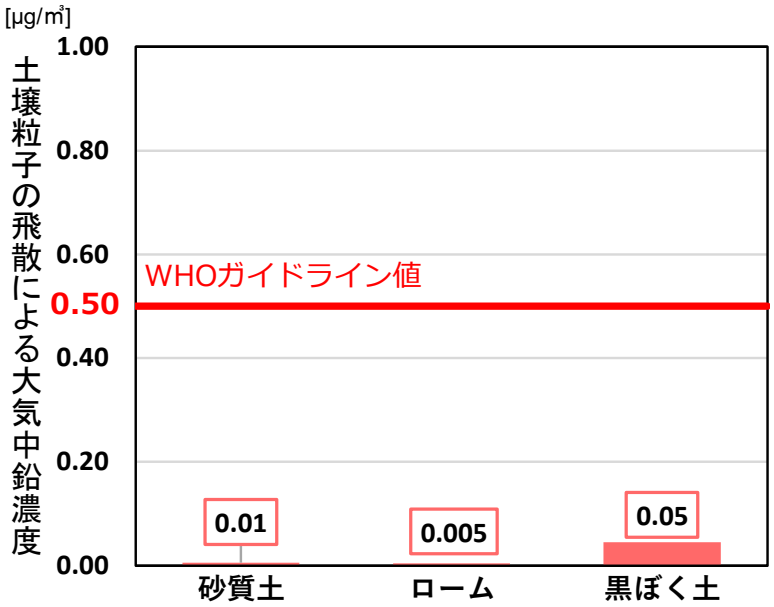

図 12　鉛汚染土壌粒子の飛散による大気中鉛濃度と WHO ガイドライン値との比較

(2) 経口曝露量の算出と健康リスク評価

GERAS で算出した経口曝露量(土壌の直接摂食、地下水飲用、農作物摂取)と、METI-LIS で算出した大気中鉛濃度から求めた、鼻呼吸で体内に取り込まれ経口曝露となった曝露量を図 13 に示した。

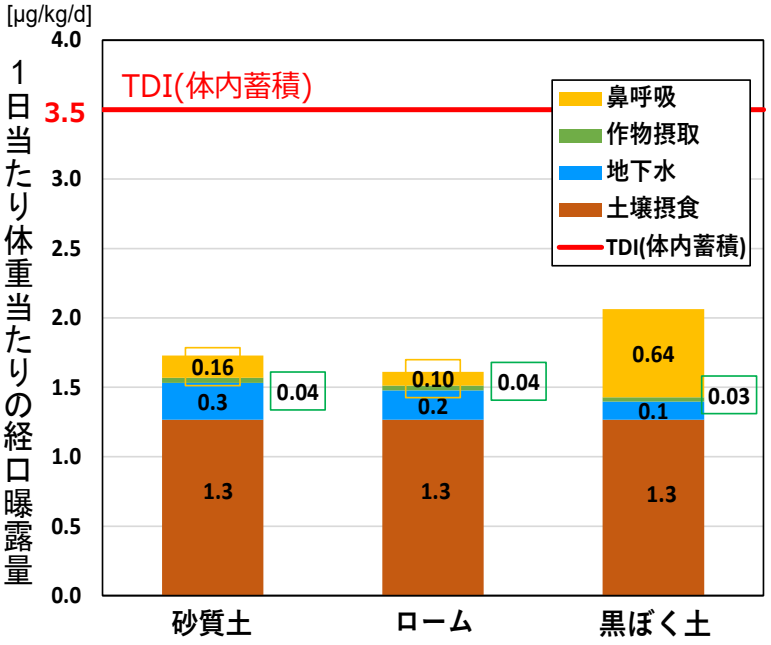

図 13　鉛汚染土壌の経路別経口曝露量と TDI との比較

直接摂食による経口曝露量は、一日あたりの土壌摂食量と土壌含有量によって決まるが、土壌の直接摂食量は、土質の違いによる手指へのつきやすさや土埃の舞いやすさ等の情報がないため、ここでは土質の違いを考慮せず一律 50mg/d としているため、土質による差はない。すべての土質において土壌摂食は経口曝露量への寄与が半分以上を占め、一番大きかった。

地下水の飲用による経口曝露量について、今回の汚染地は面的な汚染濃度分布を持っているため、GERAS でのオフサイトにおける地下水飲用による曝露量の算出が困難であることから、48 番メッシュを発生源としたときに、発生源から 0m、つまり発生源の真下の地下水を飲用すると仮定して地下水の飲用による経口曝露量を算出した。土質による曝露量の違いは、砂質＜ローム＜黒ぼく土の順となった。計算に用いた土壌の間隙水の体積分率と粘土分率は、いずれも砂質＜ローム＜黒ぼく土の順であり、この順に地下水へ溶出しやすいことが分かった。

農作物の摂食による経口曝露量について、GERAS では汚染土壌で栽培した農作物を摂取することを想定している。農作物は根菜類と葉菜類を想定しており、根菜類は根からの汚染物質の吸収、葉菜類は根からの吸収及び飛散した土壌粒子が沈着することを想定した曝露量が計算される。

鼻呼吸で体内に取り込み経口曝露となった曝露量について、土質によって土壌粒子の飛散のしやすさや飛散しやすい粒径の土壌の量(粒径分布)によって、大気中鉛濃度が変化するために、土質による差が一番大きくなり、ロームでは 5%の寄与であるのに対し、黒ぼく土では 31%の寄与となり、土質によっては無視できない

経口曝露量となった。また、周辺の表層土壌含有量の程度や被覆率などにより、飛散した土壌粒子による大気中鉛濃度が大きく変動すると考えられる。

また、図 13 において、全経口曝露量と TDI[7)]とを比較すると、体内蓄積しない曝露量というエンドポイントで設定されている TDI(3.5 μg/kg/d)を超えることはなかったが、全土質において TDI の 46%～60%となった。小児の屋外での活動レベルの違いによる土壌摂食量や鼻呼吸で体内に取り込まれる量が変動することが考えられるため、土壌の摂食量がより大きくなる場合なども考えられるため、15 kg の小児に対するリスク懸念は、要注意レベルであると考えられた。また今回のモデルケースにおける経路別の曝露によるハザード比の例は例えば黒ぼく土の場合は表２のようになった。

以上のように汚染サイトごとの経路別の曝露によるハザード比を求めることができる。また、鉛汚染の場合は、直接摂食や粗大粒子の呼吸由来の経口曝露が重要となり、表層土壌汚染を正しく評価しておくことが大事であることが分かった。

表２　曝露経路別のハザード比（土壌が黒ぼく土の場合）

汚染土壌の経口曝露の経路別ハザード比	
土壌の直接摂食　50 mg/d	**0.36**
鼻呼吸由来の経口曝露 6.1 ㎥/d	**0.18**
地下水飲用 0.9L/d	**0.04**
農作物摂取(根菜類39g/d, 葉菜類64g/d)	**0.01**
経口曝露量 合計	**0.59**

汚染土壌の吸入曝露のハザード比	
飛散した10μm以下の20%の粒子吸入	**0.1**

3.3 鉛の毒性情報の詳細確認と「鉛土壌汚染のリスクの大きさ」の判断指標の作成

土壌汚染地周辺での多様な曝露経路から鉛を曝露した場合のリスクの大きさを判断するために有用な情報として、(1)身の回りの環境媒体や製品中の鉛濃度などの調査、(2)鉛の有害性・曝露性情報の詳細調査、(3)「鉛土壌汚染のリスクの大きさ」の判断指標の検討を行った。

(1) 鉛土壌汚染による健康リスクを比較するための身の回りの環境媒体や製品中の鉛濃度

・大気中鉛濃度

大気中の鉛濃度について、図 14 に 2009 年から 2019 年の一般環境、固定発生源周辺、沿道に分けて集計した大気中鉛濃度の結果を示す [8)]。1975 年にレギュラーガソリンが無鉛化されてから、減少傾向にあった大気中鉛は、一般環境や沿道ではそのまま減少傾向にあり、現在は 10ng/㎥以下の濃度と、WHO の大気中鉛のガイドライン値(0.5μg/㎥)の 1/50 となっている。一方で固定発生源周辺の大気中鉛濃度は、減少と増加を繰り返し、近年は増加傾向にあり必ずしも改善されていない。地点情報や最大値最小値などの詳細を確認したところ、特に大きな値を示した測定地点には、周辺に大気中への鉛の PRTR 排出量がトップ 10 に入るような排出源近くの測定局であり、必ずしも排出規制が十分ではないことや、本研究での土壌汚染の懸念のあることも示唆された。

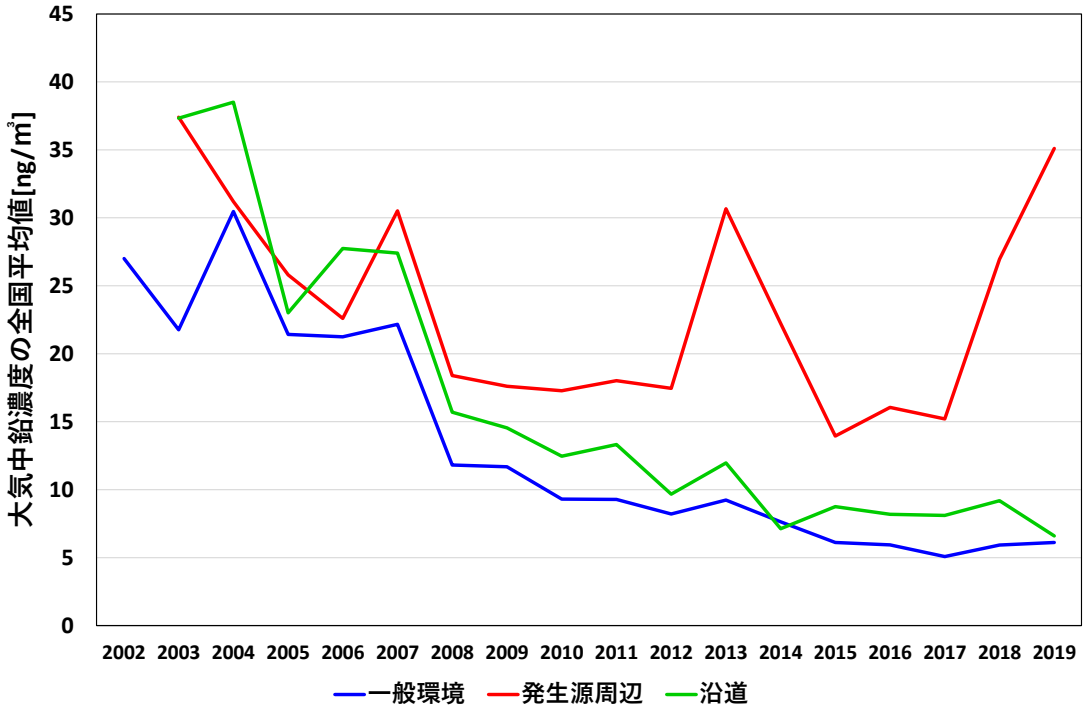

図 14　大気中鉛濃度の全国平均値の経年変化(2002~2019)[7)]

(環境省集計データからの引用)

・水道水原水中鉛濃度

鉛製給水管は、1980 年代後半まで使用されてきた。水道水には、自然界から溶け込んだ鉛がわずかに存在することもあるが、鉛の汚染源は給水管に使用されている鉛管、ハンダ、継ぎ手、銅合金の給水器具、その他鉛を含有している配管材料等からの溶出が主な要因とされており、水道統計(令和元年度)[9]によると、延長 4235km の鉛製給水管が残存している。また、産総研(2006)[10]は、東京都水道局の調査結果に加え、小椋(1998)[11]、那須ら(2001)[12]の調査結果を用いて、表３の水道水中の鉛濃度分布を作成している。

表３　水道水中の鉛濃度分布

水道水の種類	幾何平均値 μg/L	幾何標準偏差	5%値 μg/L	95%値 μg/L
初流水	3.8	2.78	0.5	28.0
流水	2.3	2.92	0.3	17.4

※産総研(2006)[10]から引用

・食品中鉛含量

食品中含量は2016年の農林水産省による有害化学物質含有実態調査結果[13]から、果実缶詰（平均 0.02mg/kg、最大 0.06mg/kg）、ほうれんそう（平均 0.02mg/kg、最大 0.07mg/kg）、きゅうりの漬物（平均 0.05mg/kg、最大 0.18mg/kg）、果実飲料（平均 0.01mg/kg、最大 0.02mg/kg）が見られた。

・食器類からの鉛溶出濃度

鉛ガラスには PbO として、陶磁器等には釉薬中に鉛が高濃度（数%～数 10%）で含まれている。特に陶磁器等の釉薬は正しい温度で焼成しないと、釉薬が完全にガラス化せず、鉛が溶出する原因となる。

国立医薬品食品衛生研究所[14]が、内容量が１L の土鍋の底部に鉛を約 20%含有する上絵付用転写紙を張り付けて一般的な焼成温度(830℃)と不十分な焼成温度(700℃)で焼成したものを試料として、食品衛生法に従った溶出試験(4%酢酸,室温,24h)と、水または 4%酢酸を用いて煮沸する溶出試験を行った結果を表４にまとめて示した。食品衛生法に従った溶出試験では、一般的な焼成温度でも溶出基準を超過しているが、煮炊きを想定した煮沸試験では、焼成不十分な試料でも定量限界(0.1mg/L)以下であり、鉛が鍋の内部の液体中に溶出する可能性は低いと考えられた。この結果から、大量の鉛が含有されている製品でも通常の使用では溶出しない、つまり曝露されないことから、土壌中の鉛の含有量レベルを把握と、曝露がなければリスクはないことを判断できる指標になると考えられた。

表４　国立医薬品食品衛生研究所の鉛溶出試験結果（2007 年）[14)]

焼成温度	溶出量[mg/L]					鉛溶出量基準値[mg/L]
	3回繰り返し試験			4%酢酸煮沸2h	4%酢酸煮沸3h	
	水で2h煮沸	水で8h煮沸	4%酢酸常温24h			
700℃(焼成不十分)	<0.1	<0.1	30.2 ± 0.3	24.4	26.4	0.5 (陶磁器製加熱調理用器具)
830℃(一般的な温度)	<0.1	<0.1	0.7 ± 0.1	3.6 ± 0.5	-	

厚生労働科学研究費補助金食品の安全性高度化推進研究事業より引用

・塗料中鉛含有量

国際的な鉛使用が規制されてきているが、国内でも 1996 年には日本塗料工業会の自主基準[15)]や、2008 年の食品衛生法のおもちゃの規格基準や器具・容器包装の規格基準改正などの法改正[16)17)]による整備がされ、塗料を用いた製品への鉛使用が規制されてきた。小栗ら(2017)[18)]は、室内での保管・使用に伴い細かい破片が生じてハウスダストとなる可能性のある生活用品 250 試料中の鉛含有量を調査したところ、18 試料で定量下限(46μg/g)以上の鉛が検出され、その濃度が 0.019～14%とかなり高濃度のものもあったこと、それらは日本の規制の及ばない国外生産品や RoHS 指令施行以前の生産品であったことが報告されている。

また日本では、1990 年代までは橋梁などの鉄の防錆剤として鉛丹(四酸化三鉛)を含有する塗料が用いられており、塗膜の塗替え作業時に生じる鉛含有粉じんによる鉛中毒の事例も報告されて、2014 年に厚生労働省より「鉛等有害物を含有する塗料の剥離やかき落とし作業における労働者の健康障害防止について」が定められた。大西らの調査[19)]では、一般国道 2 か所において既存塗膜中に含まれる鉛の全含有量試験を行ったところ、1926 年竣工の国道橋では 50,000 mg/kg、1986 年竣工の国道橋 6,700~24,000 mg/kg と高濃度で鉛が含まれていたことが報告されている。こうした鉛を含有するさび止め塗料は、2008 年頃まで使用されており、現在も、鉛を含む塗装の橋梁が多数あると考えられる。

・セメント・コンクリート中の鉛含有量

セメントは、石灰石、粘土、けい石、廃棄物を原料として高温焼成後、急冷し粉砕することで製造され、日本で販売されているセメントの約 70%を占めるポルトランドセメント中に含まれる鉛含有量について文献を確認した。坂井(2008)[20)]は、2001 年に採取した普通ポルトランドセメントに含まれる鉛含有量は、16~66 mg/kg の範囲にあり、平均値は 42 mg/kg であったと報告している。また、国内セメント販売シェア約 35%を占め、廃棄物を原料として用いる場合に発生元情報、化学成分、試験使用検査から微量成分の管理強化を行う企業の調査[21)]では、普通

ポルトランドセメント中の鉛は、1987 年度に平均値 221 mg/kg(範囲 : 18~668 mg/kg)であったのに対し、2018 年度には 62 mg/kg(範囲 : 38~84 mg/kg)であるという報告がる。なお、セメントはほとんどがコンクリートとして使用されており、コンクリートは、水や砂、砂利とを混合したものである。おおよその質量比はセメント：水：砂：砂利＝15：5：30：50 であるため、コンクリ―トに含まれる鉛含有量は、セメントの鉛含有量の 15%程度と考えられた。以上から、セメントやコンクリートは土壌含有量基準の 150mg/kg と比較するとその数倍～数分の一程度含有していることとなる。このような製品が身の回りにあったとしても、人が曝露されるまでの移行量が少ないため、この程度の濃度であれば大きな問題とはならないことが分かる。

・温泉水中鉛濃度

2006~2020 年の温泉分析書 28 件、日本原子力研究開発機構による 1953 年～1998 年に公表された温泉地化学全国約 2 万件の温泉地の化学分析値をまとめた「温泉地化学データベース [22)]」の内、鉛が測定されているのは 491 件、また、産業技術総合研究所 1941~2005 年に測定された約 7500 件の温泉分析値データをまとめた「地熱情報データベース温泉化学分析値データ [23)]」の内、鉛が検出された 153 件と多くは無いが計 672 件の温泉中鉛濃度データを収集した。定量限界以下のものは定量限界の値を用いて平均値を算出したところ、最大値は 13mg/L と比べると、平均値は 0.07mg/L となった。温泉水中で鉛が検出される箇所は 2.0～2.5%と地域は多くは無いが、検出される場合は、地下水環境基準値 0.01mg/L を数倍超過することが分かった。なお温泉法では、飲用利用基準として温泉の「飲用許容量」を定めており、15 歳以下については、「原則飲用を避けること」とされているが、逆に飲用せずに、入浴のみの用途であれば問題ないことも理解できる。

・自然界の表層土壌中の鉛含有量

産業技術総合研究所の地質調査総合センターは 2004 年に、日本各地の自然界に存在する元素ごとの濃度分布図である「地球化学図 [24]」を公開している。これより、図 15 に自然界に存在する Cd, Pb, 全 Cr の全含有量と 0.1N HCl 抽出含有量の累積分布図、図 16 に鉛、カドミウムの日本国内の濃度分布を表した地球化学図を引用した。地球化学図では、河川堆積物を分析対象として作成された濃度分布図である。また、フッ酸-硝酸-過塩素酸分解による全含有量試験と、環境汚染に深く関係していると考えられる希酸に可溶な存在形態の元素濃度分布を明らかにするために、農用地の土壌汚染防止に関する法律に基づく 0.1N HCl 抽出による方法での分析値がある。ここで、土壌汚染対策法での含有量試験方法では 1N-HCl 抽出法

であり、この２つの値の間に位置することに注意する必要がある。また溶出のしやすさは、鉛化合物の化学形態（溶解度）による。

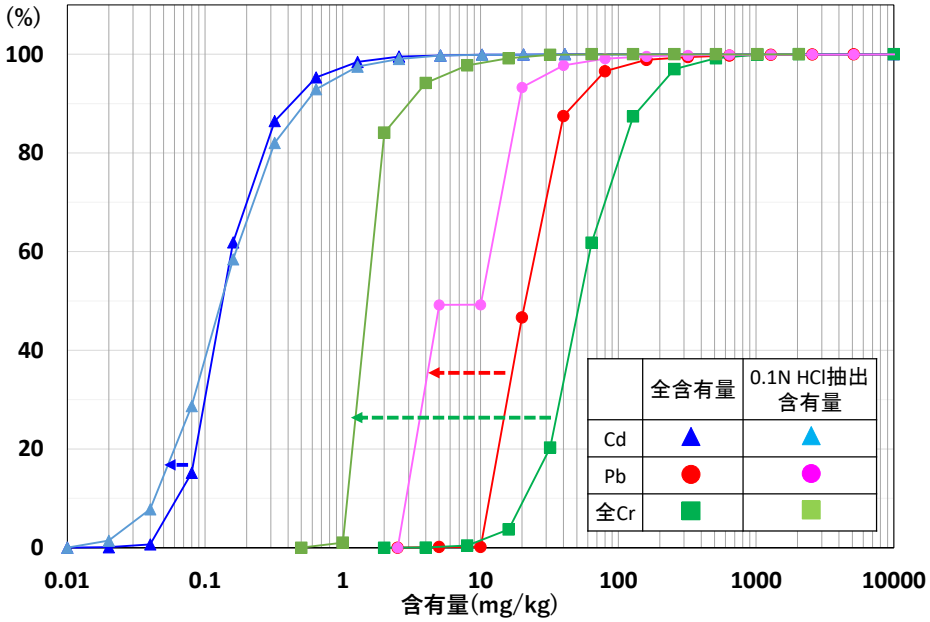

図 15　自然界に存在する Cd, Pb, 全 Cr の全含有量と 0.1N HCl 抽出含有量の累積分布図

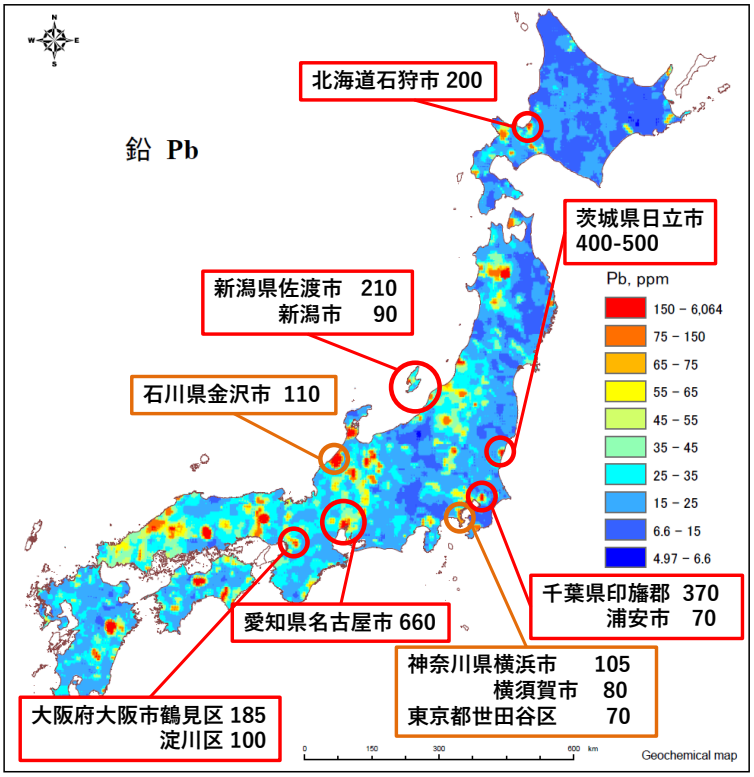

図 16　鉛の地球化学図（産総研「地球化学図」[24]より引用
（図の加工部分の地域名と数値は周囲に鉱山がない地点の全含有量(mg/kg)）

図 15、図 16 より、鉛の全含有量では、96%の地域で 10~100 mg/kg の範囲にあり、1.2%の地点(36 地点／3024 地点)で 150 mg/kg を上回る地点が見られた。鉛は、鉱山付近では高濃度となって、500～7600 mg/kg という地点も見られた。しかし、図 16 に追記した地域では周りに鉱山などは見られず、比較的人口の多い市街地でも地質的に鉛を比較的多く含有する地点も見られた。数値は全含有量であるため、土対法の土壌中含有量ではこれよりも小さな値となることに注意。国内で少ないながら、名古屋市(港区)や日立市などの地域では比較的高めの鉛を含んだ地質があるものの、実際にこのような地域で鉛による健康被害が生じているという知見は無い。「土壌含有量基準値を少し超過」したとしても、少なくとも直ちに健康被害が生じないことの事例ともいえる。土壌汚染をどの程度怖がるべきか判断する際の指標として用いることができると考えられる。

・環境基準を超過しているが「低リスク」と判断できる土地の活用

現在の我が国の掘削除去偏重が、対策費用だけでなく多くのエネルギー使用や他の環境負荷、社会負担の増加につながることが指摘されている。また、高額な浄化コストがブラウンフィールドの発生につながって遊休地が増えたり、汚染が管理されずに放置されたり、その代わりに安価に開発できる自然豊かな都市外縁部が乱開発されるアーバンスプロール現象の促進にもつながるなど、多数の問題が指摘されている [25]。米国では土壌汚染サイト毎に、土地の状況に応じて浄化目標値や浄化手法を検討する。ドイツなどでは土地の用途ごとに基準値が異なる。例えば、豊洲市場では今でも地下水環境基準は 100 倍を超過している井戸があり [26]、一部に土壌汚染も残っていると考えられるが適切に管理されており、室内のベンゼン濃度は屋外のバックグラウンド値と同程度であり、全く問題はない。「基準値超過＝健康リスクが大きい」ではないということであり、土壌汚染対策法でも健康被害が懸念されない汚染であれば、曝露経路を遮断することが基本となっている。近年は、国内でも、土壌汚染のある土地を適切に管理しながら有効活用しようという取り組みがあり、経済産業省では「事業者の土地の利活用のための土壌汚染対策ガイド」[27]をまとめている。経済、社会に大きな負担をかけずに環境リスクを適切に管理する「リスク共生」の考え方がより有用になってきているといえよう。

(2) 鉛の有害性・曝露性情報の詳細調査

Ziegler ら(1978)[28)]が、0~2 歳児に対して行った鉛の消化吸収試験より、28 試験中 19 試験で曝露量が 5 μg/kg-bw/d 以下で、4 試験で摂取量が 5 μg/kg-bw/d を超えていたものの排出量が摂取量を上回っていたことから、体内蓄積しないと報告して

いる。この結果から WHO は 3.5 μg/kg-bw/d を「体内蓄積しない量」として、経口曝露経路による鉛の耐用一日摂取量(TDI)としている。この TDI を根拠に水道水質基準が設定されており、土壌中含有量基準も設定されている。

この TDI と飲料水の寄与率(10%)を用いて、次式で水質の基準値は設定している。

$$水質基準値(\mathrm{mg/L}) = \frac{TDI(mg/kg/d) \times 50kg \times 寄与率}{2[L/d]}$$

また、曝露期間は 70 年間として、汚染土壌の上に居住（子供：6 年間、大人：64 年間）するとして考え、1 日当たり土壌摂食量は、子供：200mg/d、大人：100mg/d とされている。これより、含有量基準値は次式で求められる。

含有量基準値(mg/kg)=

A mg ÷ (200 mg/day×365day×6yr+100mg/day×365day×64yr)×10^6

A mg=水道水質基準(mg/L)×2 L/day×365 day×70 year

なお、血中鉛濃度と有害性との関係には、産業技術総合研究所の詳細リスク評価書[10)]では表 5 のような知見がある。この血中濃度については、Lacey ら(1985)[29)]は、乳児の食事を介した鉛摂取量と血中鉛濃度との関係から、鉛摂取量が 1 μg/d 増加するとともに、血中鉛濃度 0.05 μg/dL 増加するとしている。また、日本人の現在のばく露の程度で、小児の神経行動学的発達、成人の腎機能等に影響があるとする疫学研究の報告もあり、小児では血中鉛濃度 1～2 μg/dL 程度で知能指数（IQ）スコアの低下、成人では血中鉛濃度 2～3 μg/dL 程度で推算糸球体ろ過量の低下や

表 5　血中鉛濃度と有害性との関係

血中鉛濃度 μg/dL	所見	参考文献	
10~25 (臍帯血)	出生児の知能指数(IQ)低下	Belinger et al.	1987, 1990
		Ernhart ＆Greene	1990
25~30	血中ヘモグロビン濃度の低下(小児)	WHO	2001
40~80	異常行動、知能低下(小児)	WHO	1977
	鉛腎症	Wedeen et al.	1979
44.6	精子形成能の低下	Lancranjan et al.	1975
50	血中ヘモグロビン濃度の低下(成人)	WHO	2001
60	高尿酸血症(腎機能障害)	荒記	1976
60~80	消化管障害	荒記	1976
70	貧血(小児)	WHO	2001
80	貧血(成人)	WHO	2001
100	アミノ酸尿症(腎機能障害)	WHO	1995
		荒記	1976
150	脳症による死亡(小児)	NRC	1972

※産総研(2006)[10)]より引用

慢性腎臓病有病率の増加との関連も報告されている。このように、基準値は鉛に関してはそれほど安全側に設定されたものではなく、また生涯曝露と比べて曝露期間が短いから問題ないとは考えられず、基本的には TDI 以内になるように曝露量を管理する必要があると考えられた。

(3) 「鉛土壌汚染のリスクの大きさ」の判断指標の検討

実汚染現場でのリスク評価結果と、文献調査の結果と合わせて、土壌汚染由来の曝露がどの程度懸念されるのか判断する「ものさし」となる指標について検討することとした。

・土壌中含有量についての「ものさし」

表６に文献調査により情報を得た、多様な環境媒体や製品などに含まれる鉛含有量をまとめた。土壌の含有量基準値は 150mg/kg であり、現在はこの基準値（溶出基準の場合もあり）を超過したか否かで安全課危険かが判断されることが多い。その際には、市民は曝露経路の有無を機会はない。ここで、自然由来の土壌でも基準値の数分の１～数倍であることもあり得るが、明らかな健康被害が見られているわけでは無いこと、身の回りの製品中には、釉薬や塗料の様により高濃度で含有していることもあるが、溶出しないように封じ込まれていれば、健康被害が生じないことを、理解することに有用な知見であると考えられる。

表６　多様な環境媒体や製品中等の鉛含有量（抜粋）

曝露状態	n	含有量					調査年
		ave	min		max	単位	
塗料							
生活用品	250		0.019	～	14	%	2016
橋梁防腐剤/塗料	3		6700	～	94000	mg/kg	2015, 2016
自然由来土壌							
近くに鉱山あり	3024	33.6	4.1	～	7594	mg/kg	2004
近くに鉱山なし		23.1		～		mg/kg	2004
食品							
さといも(皮付き)	59	0.02	<0.01	～	0.09	mg/kg	2015
温泉（鉛の測定値が得られたもののみのデータ）							
(15歳以下飲用を避ける)	654	0.074	<0.01	～	13.3	mg/L	1963~2020
セメント	―	62	16	～	421	mg/kg	2001(min, max), 2018(ave)
コンクリート							
セメント15%配合	―	9.3	2.4	～	63	mg/kg	
陶磁器							
釉薬	10	37	3.1	～	56.2	%	1970

・土壌汚染リスクと比較できる他の鉛曝露ハザード比の「ものさし」

表 7 (a)に 3.2 で得られた事業所 A 周辺での土壌汚染によるハザード比（TDI に対する曝露量の比）と、表 7 (b)に水道水や食品の摂取や大気吸入に伴う曝露によるハザード比を比較対象としてまとめた。表 7 (b)は各種媒体中濃度から曝露量を求めて TDI で除することで、いずれもハザード比として整理して比較できるようにした。これにより当該土壌汚染地のリスクの大きさがどの程度であるのか、他の許容している鉛曝露との相対比較をする形で、リスクの大きさを判断できると考えられる。今回の土壌汚染事例では、無対策の状況ではハザード比が大きいが、例えば表層 5cm の土壌の身を除去したり表層を舗装するなどすれば、土壌の直接摂食や飛散に伴う経口・吸入曝露が低減できれば、大きくハザード比を低下することが可能と考えられる。このような浄化対策をすることで、実際のリスクが他の曝露と比べてどの程度低減できるのかが、市民にも分かり訳すなると考えられた。

表 7　土壌汚染リスクのハザード比と比較できる他の鉛曝露によるハザード比（抜粋）

(a)事業所 A の土壌汚染によるハザード比

汚染土壌の経口曝露の経路別ハザード比	
土壌の直接摂食　50 mg/d	**0.36**
鼻呼吸由来の経口曝露 6.1 ㎥/d	**0.18**
地下水飲用 0.9L/d	**0.04**
農作物摂取(根菜類39g/d, 葉菜類64g/d)	**0.01**
経口曝露量 合計	**0.59**

汚染土壌の吸入曝露のハザード比	
飛散した10μm以下の20%の粒子吸入	**0.1**

(b)多様な鉛曝露によるハザード比

水道水や食品の摂取による経口曝露のハザード比				
【水道水】0.4L/d～0.9L/dの引用による曝露量		0.4L/d	～	0.9L/d
鉛製給水管使用　朝一番の水（平均　0.0038mg/L）		**0.029**	～	**0.065**
鉛製給水管使用　流水（平均　0.0023mg/L）		**0.018**	～	**0.039**
鉛製給水管不使用（平均　0.001mg/L）		**0.008**	～	**0.02**
【食品】小児の１日当たりの摂取量の＋１σとなる曝露量				
果実缶詰（平均　0.02mg/kg）	62 g/d摂取	**0.022**		
果実飲料（平均　0.01mg/kg）	80 g/d摂取	**0.015**		
ほうれんそう（平均　0.02mg/kg）	19 g/d摂取	**0.007**		
セロリ（平均<0.01mg/kg）	4 g/d摂取	**0.001**		
大気吸入による吸入曝露のハザード比				
【大気】2019年の最小から最大濃度		最小値	～	最大値
固定発生源周辺（0.0012～0.19μg/m^3）		**0.002**	～	**0.38**
一般環境（0.00029～0.063μg/m3）		**0.001**	～	**0.126**
沿道環境（<0.00077～0.025μg/m3）		**<0.002**	～	**0.05**

４．結論と提言

4.1　表層土壌汚染地の吸入曝露に着目した汚染実態調査

東京都の公開情報から、汚染地で表層 5cm と 5~50cm の含有量を分けて測定している鉛汚染サイトの内、約 6 割で表層 5cm の含有量が 5~50cm の平均 6 倍（最大 515 倍）高い値となっていることが分かった。

また、実汚染地で更に表層 1 cm も含めた深さ方向の鉛汚染の実態調査を行った。事業所 A 周辺では、基準値を超過した 7 地点で、曝露の可能性の高い表層 1cm の含有量は公定法測定値の平均 2.3 倍(最大 3.4 倍)となった。0～5cm の値と比べて、表層 1cm はより高濃度の可能性を想定していたが、最大で 2 倍程度であった。表層 5cm 程度を除去することで、大幅にリスクを低減できる可能性も示唆された。また、土壌汚染地のリスク評価の際には、公定法による測定値では、鉛の場合は過小評価となることがあり、少なくとも公定法での測定時に表層 5cm と 5~50cm と両方を測定しておくことが有用と考えられた。

4.2 多様な曝露経路を想定した健康リスク評価事例の作成・解析

大気中に鉛を排出する事業所から約 700m 離れた居住地域で、表層 1cm が 380 mg/kg の鉛に汚染された地点において、多様な曝露経路からの曝露による健康リスク評価を実施することができた。鼻呼吸由来の経口曝露量は、最大で合計経口曝露量の 31%を占め、無視できない量であった。また土壌の摂食量も 6 割と大きく、鉛による土壌汚染地のリスク評価のためには、飛散や手からの摂食による曝露量が主要となることが多いと考えられた。リスク評価の結果からも、表層土壌の汚染レベルの把握が重要であり、またリスク削減のためにも表層土壌さえ被覆などによる飛散防止または除去ができれば、大幅にリスク低減できる可能性が示唆された。

4.3 鉛の毒性情報の詳細確認と「鉛土壌汚染のリスクの大きさ」の判断指標の作成

鉛による土壌汚染の深刻度を市民が把握するための判断材料として、文献の調査結果などを用いて、「土壌中含有量についてのものさし」と「土壌汚染リスクと比較できる他の鉛曝露ハザード比のものさし」を整理して提案することができた。また、鉛に関してはエンドポイントが血中濃度の増加（これによる小児の知能低下）で設定されており、既に土壌汚染以外の曝露によっても接種しているため、TDI を超過する曝露は避けるべきと考えられた。前者では、身の回りにも土壌含有量基準を大きく超過する濃度で含有する製品などがあること、溶出しなければ、封じ込められていれば健康影響が生じないことを理解する上で参考になると考えられた。また、後者では実際の汚染地のリスクの大き

さを、他の媒体からの鉛曝露と比べてどの程度の大きさか実感できると考えられた。また曝露経路のどこを対策すればどの程度リスク低減できるのかなど、検討結果を分かり易く市民らに説明するための有用なツールになると考えられ、今後の更なる充実が期待される。現在、当研究室では同様の取り組みをベンゼンについて進めているが、土壌汚染対策がリスクの大きさに基づいてなされるために、多様な汚染物質についてこのようなツールの整備が必要と考えられた。

謝辞

本研究は、令和２年度一般社団法人不動産流通経営協会による研究助成を受けた。ここに記して謝意を表します。今後も関連の研究を進めて、研究成果を社会に発信したいと考えております。今後とも、ご支援ご鞭撻の程よろしくお願いいたします。

参考文献

1) 環境省，令和元年度 土壌汚染対策法の施行状況及び土壌汚染調査・対策事例等に関する調査結果(2021.6)
http://www.env.go.jp/water/report/r2-01/index.html

2) 亀屋隆志，大橋優子，小林剛，浦野紘平，金属汚染予測のための各種土壌における高濃度範囲の金属カチオン交換量の解析，土木学会誌，Vol.776/VII-33, pp-29-37 (2004).

3) Binh Nguyen Thi Lan, Takeshi Kobayashi, Atsushi Suetsugu, Xiaowei Tian and Takashi Kameya, Estimating the Possibility of Surface Soil Pollution with Atmospheric Lead Deposits Using the ADMER Model, Sustainability 2018, 10, 720, 12pages (2018)

4) 東京都環境局「土壌汚染対策法に基づく台帳情報公開システム」
https://wwwdojou.kankyo.metro.tokyo.lg.jp/SoilPollution/search/

5) 佐々木佑真，グエンティーランビン，田小維，小林剛，大気沈着由来の重金属土壌汚染地周辺の再飛散によるリスク評価手法の検討，第 24 回地下水・土壌汚染とその防止対策に関する研究集会，p.414-417（2018）

6) 一般財団法人日本塗料検査協会，JIS マーク表示認証に係る製品 JIS の改正情報，https://www.jpia.or.jp/items/doc/vague/140/gijutsu2.pdf (2022 年 1 月 6 日参照)

7) CSOIL 2020: Exposure model for human health risk assessment through

contaminated soil. Technical description
8) 環境省「有害大気汚染物質モニタリング調査結果(優先取組物質以外の物質)」 http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/materials.html(2021/10/15 アクセス)
9) 公益社団法人日本水道協会「数値で見る水道(令和元年度)」 http://www.jwwa.or.jp/upfile/upload_file_20211020001.pdf (2022/1/7 アクセス)
10) 中西準子, 小林憲弘, 内藤航, (独) NEDO 技術開発機構、(独) 産業技術総合研究所化学物質リスク管理研究センター共編, 鉛詳細リスク評価書シリーズ 9, 丸善株式会社, 2006.
11) 小椋健二. (1998). 水道と鉛ー特に茅ヶ崎市の水栓末端浄水の分析結果. 水 40:31-36
12) 那須有紀子, 森長和雄. (2001). 技術報告給水栓における鉛溶出の実態把握. 用水と廃水, 43(5), 386-391.
13) 農林水産省「有害化学物質含有実態調査結果データ集(平成 27～28 年度)」 https://www.maff.go.jp/j/syouan/seisaku/risk_analysis/survei/pdf/chem_27-28.pdf
14) 厚生労働省平成 17 年度厚生労働科学研究費補助金食品の安全性高度化推進研究事業「食品用器具・容器包装及び乳幼児用玩具の安全性確保に関する研究」(2006) https://www.wam.go.jp/wamappl/bb11gs20.nsf/0/1fa50c421743d55649257379000e3603/$FILE/20071019_4sankou3-3.pdf.
15) 日本塗料工業会：塗料中鉛廃絶に関する日塗工宣言の改定について(2015) https://www.toryo.or.jp/jp/anzen/news/files/lead-JPMA-declaration-rev.pdf (2022/1/12 アクセス)
16) 厚生労働省：食品衛生法施行規則及び食品, 添加物等の規格基準の一部改正について(2008) https://www.mhlw.go.jp/topics/bukyoku/iyaku/kigu/dl/070331-1.pdf (2022/1/12 アクセス)
17) 厚生労働省：食品, 添加物等の規格基準の一部改正について(2008 食安発第 0731001 号) https://www.mhlw.go.jp/file/06-Seisakujouhou-11130500-Shokuhinanzenbu/080731-1_1.pdf (2022/1/12 アクセス)
18) 小栗朋子, 片岡修治, 鈴木剛, &吉永淳. (2016). 生活用品の鉛含有量と可給態鉛量. 環境化学, 27(1), 9-15. (2022/1/12 アクセス)
19) 大西広祐, 福島尚美.有害物質を含む塗膜処理について

https://www.kkr.mlit.go.jp/plan/happyou/thesises/2016/pdf03/01.pdf　(2022/1/12 アクセス)
20) 坂井悦郎.(2008). セメント系材料中の微量成分,https://www.koreascience.or.kr/article/JAKO200846941561766.pdf(2022/1/12 アクセス)
21) 太平洋セメント株式会社　ＣＳＲレポート(2019)https://www.taiheiyo-cement.co.jp/csr/pdf/data/2019/2019_rep_0912.pdf(2022/1/12 アクセス)
22) 日本原子力研究開発機構「温泉地化学データベース」https://www.jaea.go.jp/04/tono/siryou/dbghs/dbghs.html
23) 国立研究開発法人産業技術総合研究所「地熱情報データベース温泉化学分析値データ」https://gbank.gsj.jp/gres-db/#
24) 国立研究開発法人産業技術総合研究所地質調査総合センター「地球化学図」https://gbank.gsj.jp/geochemmap/　(2021/12/8 アクセス)
25) 小林剛,保高徹生,朝日ちさと,上原励,大瀧友里奈,小木曽裕,リスクを考慮した土壌汚染対策の促進に向けて,環境情報科学,46(2), p.48-51(2017)
26) 東京都中央卸売市場,豊洲市場に関する環境データ, https://www.shijou.metro.tokyo.lg.jp/toyosu/kankyou/ (2022/2/25 アクセス)
27) 経済産業省環境管理推進室,事業者の土地の利活用のための土壌汚染対策ガイド（改訂版）, https://www.meti.go.jp/policy/energy_environment/kankyokeiei/water_and_soil/download/2019_guide_kaitei.pdf (2022/2/25 アクセス)
28) Ziegler E. E., Edwards B. B., Jensen R. L., Mahaffey K. R., &Fomon S. J.,Absorption and retention of lead by infants, Pediatric research, 12(1), 29-34(1978)
29) Lacey, R. F . et al., Lead in water, infant diet and blood: the Glasgow duplicate diet study. Science of the total environment, 41(3), 235-257(1985).