

土壌汚染の暴露経路のとりえ方

土壌汚染に起因する有害物質の暴露経路については、以下のように整理できる。

1 人の健康の保護の観点

(1) 汚染土壌の直接暴露

- 汚染土壌の摂食^{*1}及び皮膚接触（吸収）【現行のダイオキシン類に係る土壌環境基準】

(2) 他の媒体（大気、公共用水域、地下水）を通じたの暴露

- ① 地下水等（への溶出）→ 飲用等【現行の土壌環境基準（溶出基準）】
- ② 大気中（への揮散）→ 吸入
- ③ 公共用水域（への土壌粒子の流出）→（魚介類への蓄積）→ 摂食
- ④ 農作物、家畜（への蓄積）→ 摂食【現行の土壌環境基準（農用地基準）】

2 生活環境（生態系を含む）の保全の観点

(1) 汚染土壌の直接暴露

- ① 生活環境（不快感等）
- ② 農作物、農作物以外の飼料用植物の生育阻害【現行の土壌環境基準（農用地基準）】
- ③ 生態系への影響

(2) 他の媒体（大気、公共用水域、地下水）を通じたの暴露

- ① 生活環境（飲料水の油膜等）
- ② 生態系への影響

(* 1 : 飛散による土壌粒子の摂取を含む。)

土壤の摂食等による有害物質の摂取量の算定方法

1 対象とする暴露経路

摂食及び皮膚接触（考慮が必要な場合）とする。

2 暴露期間

- (1) 長期的な暴露を対象とする。
- (2) 具体的には、一般に自然的原因により広範囲に存在している重金属等については、非汚染土壤の上に居住しても一定の暴露を受けるため、汚染土壤の上に 70 年居住するものとし、一般に人為的原因により局所的にしか存在しないものと考えられるダイオキシン類、PCB、トリクロロエチレン等の揮発性有機化合物等については、汚染土壤の上に一生涯居住し続ける可能性は一般には高くないものと考え、汚染土壤の上に 30 年、非汚染土壤の上に 40 年居住するものとしてリスク評価を行う（子供の時期は 6 歳までの 6 年間、大人はその後 70 歳までの 64 年間とし、子供の時期は汚染土壤の上で居住するものとして評価）。

3 土壤の摂食（消化管を経由する経口摂取）のシナリオ

(1) 1日当たりの土壤摂食量

ここでは、ダイオキシン類に係るデフォルト値として、子供 200mg/day、大人 100mg/day が採用されていること、平成 12 年度に実施した「土壤摂食量調査」の結果でも概ね同デフォルト値の範囲内にあり、同調査結果をもって直ちにはデフォルト値の見直しを行う必要はないと考えられることから、同デフォルト値に基づいて要措置レベルを検討する。

(2) 土壤中の有害物質の吸収率

リスク評価の基となる TDI（耐容一日摂取量）等を設定する際には、体内負荷量に基づいて評価を行っているダイオキシン類を除いて、吸収率が考慮されていない。さらに、土壤中の有害物質の摂食による吸収率については、今回検討した項目では通常のご飯や飲料水を経由した吸収率と比較して有意に低くなるような知見は得られなかったことから、許容摂取量との比較による要措置レベルの算定に際しては特に考慮しないものとする。

(3) 暴露頻度

ダイオキシン類に係るデフォルト値から、年間 365 日とする。

4 土壤及び巻き上げられた土壤粒子の皮膚接触（皮膚吸収）

物質によっては関連する知見のないものもあり、また、ダイオキシン類の場合には皮膚か

らの吸収率を1%と評価しているものの、知見の得られているその他の物質の多くは吸収率1%未満で土壌の摂食による摂取量の数%程度であると見込まれ、土壌及び巻き上げられた土壌粒子の皮膚接触による吸収率は、現行の土壌環境基準の項目のいずれについても特に高いという知見は得られていないことから、ここでは皮膚接触吸収による摂取量は、吸収率が比較的大きいと知見(1%より大きいと評価)が得られているものを除き、土壌の摂食による摂取量と比較して小さいものとして考慮しないものとする。

なお、土壌及び巻き上げられた土壌粒子の皮膚接触(皮膚吸収)による吸収率が比較的大きいものについては、

- (1) 皮膚面積あたりの土壌の皮膚接触量については、ダイオキシン類に係るデフォルト値から、 $0.5\text{mg}/\text{cm}^2$
 - (2) 暴露する皮膚面積については、ダイオキシン類に係るデフォルト値から、子供 $2,800\text{cm}^2$ 、大人 $5,000\text{cm}^2$
 - (3) 暴露頻度については、ダイオキシン類に係るデフォルト値から、晴天率 $0.6 \times \{\text{子供 毎日}(7/7)、\text{大人 週末}(2/7)\}$
- として考慮するものとする。

5 土壌の摂食等による有害物質の摂取量の算出

(1) 有害物質の摂食による摂取量

有害物質の摂食による摂取量の算出は、

$$(\text{摂取量}) = (\text{土壌中の含有濃度}) \times (\text{土壌摂食量})$$

摂取量	: 1日当たりの土壌からの有害物質の摂食による摂取量
土壌中の含有濃度	: 土壌中の有害物質の含有濃度
1日当たりの土壌摂食量	: 1日当たりの土壌の摂食量

とする。

(2) 有害物質の皮膚接触による摂取量

有害物質の皮膚接触による摂取量の算出は、

(摂取量)

$$= (\text{土壌中の含有濃度}) \times (\text{皮膚面積当たりの接触量}) \times (\text{皮膚面積}) \times (\text{吸収率}) \times f$$

摂取量	: 1日当たりの土壌からの有害物質の皮膚吸収による摂取量
土壌中の含有濃度	: 土壌中の有害物質の含有濃度
皮膚面積当たりの接触量	: 1回当たりの $0.5\text{mg}/\text{cm}^2$
皮膚面積	: 土壌に暴露する皮膚面積 子供 $2,800\text{cm}^2$ 、大人 $5,000\text{cm}^2$
吸収率	: 土壌中の有害物質の皮膚接触による吸収率
f	: 晴天率(0.6) \times 1日当たりの接触回数(頻度) 子供 7/7、大人 2/7

とする。

個別重金属等の要措置レベルの算定

1. 個別物質ごとの耐容（許容）一日摂取量（TDI 等）等には、我が国で水質基準を検討する際に採用された TDI 等、WHO が設定している TDI 等及びそのもととなった FAO と WHO ジョイント委員会（JECFA : Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives）が設定している PTWI（暫定週間耐容摂取量）、米国 EPA の算定した経口曝露の RfD（Reference Dose : 日許容量）等がある。

ここでは、我が国の他の基準との整合を図る観点から、評価の指標は、一義的には、我が国の基準を設定する際に用いているものを採用することとし、

- TDI 等に基づいて設定されている場合には、汚染土壌からの当該物質の摂取量を同 TDI 等の概ね 10 % 程度を目安として配分し、
- TDI 等に基づいて設定されていない場合には、汚染土壌からの当該物質の摂取量（理論最大摂取量）が飲料水からの摂取量（理論最大摂取量）と同程度となるようそれぞれ評価した。なお、TDI 等に基づいて設定されていない場合には、併せて、WHO 等における TDI 等も勘案した。

なお、数値については、有効数字 2 桁とし、切り捨てにより、2 桁目は 0 又は 5 とする。

また、この場合の飲料水からの摂取量（理論最大摂取量）、すなわち水道の水質基準値から算定した基準内の上限の摂取量（以下「水道からの理論最大摂取量」という。）は、

（水道の水質基準値：A mg/L）×（1 日当たりの飲料水の摂取量：2 L）／（日本人の平均体重：50kg）

とする。

2. 上記の考え方により算定した場合の個別重金属等の要措置レベルは次のとおりである。

なお、ここでは、暴露期間については、全シアン又はシアン化合物については汚染土壌の上に 30 年、非汚染土壌の上に 40 年居住するものとして、その他については汚染土壌の上に 70 年居住するものとして、それぞれリスク評価を行うこととした。

(1) 総水銀

① 我が国における許容摂取量及び水道水質基準の設定経緯等

我が国においては、1973 年に、専門家会議での検討結果を踏まえ、魚介類の水銀の暫定的規制値の設定に際し、総量規制として体重 50kg の成人の 1 週間のメチル水銀の暫定的摂取量（許容量）を 0.17mg/週と設定されている。

一方、総水銀とは、アルキル水銀等の有機水銀と無機水銀との総称であり、無機水銀は、体内や公共用水域内等で有機水銀化するとされるため簡単に無視できない。このため、これら水銀を一括して、「総水銀」として環境基準の対象としており、我が国の水銀に係る水道基準については、1992 年に疫学上の結果を基とすれば 0.001mg/L であるが、基準の継続性を考慮して従来までの値どおり、0.0005mg/L

以下とされている。

また、WHO 等 (JECFA) において、1988 年に、PTWI として、総水銀で $5 \mu\text{g/kg/週}$ 、メチル水銀で $3.3 \mu\text{g/kg/週}$ と確認されているところであり、この値は体重 50kg 当たりに換算すると概ね 0.17mg/週 と同じ値となる。

② 要措置レベル

以上のことから、要措置レベルについては、汚染土壌からの当該物質の摂取量が現行の水道からの理論最大摂取量と同程度となるよう算定すると、 9.0mg/kg となる。

なお、仮に我が国の暫定的摂取量 (許容量) を基に、WHO 等におけるメチル水銀と総水銀の比率により総水銀の暫定的摂取量 (許容量) を換算すると概ね $0.7 \mu\text{g/kg/日}$ となり、この暫定的摂取量 (許容量) の 10% 程度を割り振ると、 30mg/kg となり、また、我が国の暫定的摂取量 (許容量) を総水銀の暫定的摂取量 (許容量) と見なし て 10% 程度を割り振ると、 20mg/kg となる。

(2) カドミウム

① 我が国における許容摂取量及び水道水質基準の設定経緯等

我が国における水道の水質基準は、1969 年、地表水及び地下水において亜鉛の 1/100 ~ 1/150 程度のカドミウムが含まれていることや亜鉛に係る飲料水の基準 (1.0mg/L 以下) から水道水には 0.01mg/L 以下のカドミウムが含まれていると推定されること、また、WHO 国際基準等で飲料水中のカドミウムの許容量が 0.01mg/L とされていたことから、飲料水中で 0.01mg/L 以下と定められた。

その後、1992 年の時点での再評価の際にも従来通りとされ、水道の水質基準については飲料水中で 0.01mg/L 以下と定められているところである。

② 要措置レベル

以上のことから、要措置レベルについては、WHO 等 (JECFA) における再評価が確定されるまでの間は暫定的なものとして、WHO 等 (JECFA) における再評価及びその結果を踏まえた我が国における再評価の結果を待って、最終的な値を設定することとなるが (2003 年には WHO 等 (JECFA) において PTWI の再評価がなされる予定)、その場合の暫定的な要措置レベルは、汚染土壌からの当該物質の摂取量が現行の水道からの理論最大摂取量と同程度となるよう算定すると、 150mg/kg となる。

なお、WHO 等 (JECFA) において、1993 年に、PTWI として、 $7 \mu\text{g/kg/週}$ と確認されているところであり、要措置レベルはこの PTWI の 30% 程度となる。

(3) 鉛

① 我が国における許容摂取量及び水道水質基準の設定経緯等

我が国における水道の水質基準は、1992 年に、日本人の血液中の鉛濃度・暴露量は、世界的にみても低いレベルにあることを考慮して 0.05mg/L 以下とされている。

また、鉛の蓄積性を考慮して長期目標として 0.01mg/L 以下と設定し、概ね 10 年間に鉛管の布設替えを行い、鉛濃度の段階的な低減化を図ることとされている。

② 要措置レベル

以上のことから、要措置レベルについては、汚染土壌からの当該物質の摂取量が長期目標としての水道からの理論最大摂取量と同程度となるよう算定すると、 150mg/kg となる。なお、この濃度レベルについては、自然的原因により超過する可能性があることから、基準値の設定にあたっては、この点に留意する必要がある。

なお、WHO 等 (JECFA) において、1993 年に、PTWI として、 $25 \mu\text{g/kg/週}$ と確

認められているところであり、要措置レベルはこのPTWIの10%程度となる。

(4) 砒素

① 我が国における許容摂取量及び水道水質基準の設定経緯等

我が国における水道の水質基準は、それまで慢性中毒の危険から安全性を見込んで0.05mg/L以下とされていたが、WHOでの飲料水の水質ガイドラインの変更やその後の新たな知見の集積も踏まえて、1992年、0.01mg/L以下に改正されている。

② 要措置レベル

以上のことから、要措置レベルについては、汚染土壌からの当該物質の摂取量が現行の水道からの理論最大摂取量と同程度となるよう算定すると、150mg/kgとなる。

なお、WHO等(JECFA)において、1988年に、PTWIとして、15 μ g/kg/週と確認されているところであり、要措置レベルはこのPTWIの10%程度となる。

(5) 六価クロム

① 我が国における許容摂取量及び水道水質基準の設定経緯等

我が国の水道の水質基準は、1992年に、クロムの毒性については従来通り六価のものに着目することが適当であることから、従来通り0.05mg/L以下とされている。

② 要措置レベル

以上のことから、要措置レベルについては、汚染土壌からの当該物質の摂取量が現行の水道からの理論最大摂取量と同程度となるよう算定すると、900mg/kgとなる。

なお、WHOでは、吸入発がん性と遺伝子毒性を考慮すると、現在の飲料水の水質ガイドライン値に疑問があるが、新しい値を導く毒性学的データがサポートされておらず、現在のガイドライン値が健康に重大なリスクを与えないと考えられることから、再評価されるまで0.05mg/Lを暫定ガイドライン値(クロム)とするとされているところである。

また、六価クロムの土壌中の含有量の把握は、現在一般に底質調査方法において用いられている分析法(水による抽出法)に準拠して測定を行われていること、及び六価クロムについては、大気から吸入暴露に伴う鼻粘膜等への直接的影響が懸念され、産業労働上の大気中の許容濃度が設定されているところであり、上記の要措置レベルが経口暴露に伴う影響であることから汚染土壌の飛散による影響について留意する必要がある。

(6) ふっ素

① 我が国における許容摂取量及び水道水質基準の設定経緯等

我が国の水道の水質基準については、1992年に、斑状菌発生予防の観点から従来通り0.8mg/L以下とすることとされている。

② 要措置レベル

以上のことから、要措置レベルについては、汚染土壌からの当該物質の摂取量が現行の水道からの理論最大摂取量と同程度となるよう算定すると、10,000mg/kgとなる。

(7) ほう素

① 我が国における許容摂取量及び水道水質基準の設定経緯等

我が国における TDI として、 $96 \mu\text{g/kg/日}$ が設定されている。

また、我が国の水道の水質については監視項目として設定されており、1998 年に、それまでの 0.2mg/L 以下から 1mg/L 以下に改正されている。

② 要措置レベル

以上のことから、要措置レベルについては、我が国の TDI の 10 % 程度を割り振ると $4,000\text{mg/kg}$ となる。

(8) セレン

① 我が国における許容摂取量及び水道水質基準の設定経緯等

我が国の水道の水質基準については、1992 年に、従来通り 0.01mg/L 以下とすることとされている。

② 要措置レベル

以上のことから、要措置レベルについては、汚染土壌からの当該物質の摂取量が現行の水道からの理論最大摂取量と同程度となるよう算定すると、 150mg/kg となる。

また、WHO では、ヒトの NOAEL (最大無作用量) を $4 \mu\text{g/kg}$ 体重/日と見積もっているところであり、要措置レベルはこの NOAEL の 10 % 程度となる。

(9) 全シアン又はシアン化合物 (以下「シアン」という。)

① 我が国における許容摂取量及び水道水質基準の設定経緯等

シアンの経口致死量は人間の事故による事例、動物実験の結果に基づく考察等により、シアン化カリではほぼ $150 \sim 300\text{mg/人}$ と考えられており、これをシアンに換算した場合、 $60 \sim 120\text{mg/人}$ が半数致死量と考えられる。シアン等の劇物については、通常 100 倍程度の安全率を見込むので、その許容限度を 1mg/人 と定めることができる。通常、人間が 1 回に飲用する水の量は 500mL 程度であるから、飲用時における許容限度は一応 2mg/L と考えられる。水道水については、これに更にどの程度の安全率を見込むかについては諸説があり、諸外国の例をとれば、当時 $0.2 \sim 0.01\text{mg/L}$ となっており、我が国の飲料水の水道の水質基準については、これらを参考にして、「検出されないこと」(定量限界は、 0.01mg/L) と定められ、1992 年には、下記 TDI の根拠となった研究結果から、 0.06mg/L が算出されるが、我が国における基準の継続性を考慮して、現行値どおりシアンとして 0.01mg/L 以下とされているところである。

また、WHO では、1992 年に、TDI として、 $12 \mu\text{g/kg/日}$ と設定されているところであり、現行の水道からの理論最大摂取量はこの TDI の 3 % 程度となる。

シアンについては、急性毒性 (半数致死量) の値に劇物としての通常の安全率を見込むとともに更に安全率を見込んでいる等、生涯にわたる連続的な摂取をしても人の健康に影響が生じない水準を基とし安全性を十分考慮して基準値が設定されている。

② 要措置レベル

以上のことから、要措置レベルについては、汚染土壌からの当該物質の摂取量が現行の水道からの理論最大摂取量と同程度となるよう算定すると、350mg/kg となる。

揮発性有機化合物について

揮発性有機化合物については、直ちに要措置レベルを算定する必要はないとしたところであるが、参考のため、個別物質毎に毒性等について整理した。

① トリクロロエチレン

我が国の水道の水質基準については、1992年に、WHO等のTDI等の根拠となっているBubenら(1985)をもとに算出すると0.06mg/Lなるが、発がん性のおそれを考慮して、従来通り0.03mg/L以下とすることとされている。

また、WHO等では、1996年に、TDIとして、23.8 μ g/kg/日が設定されている。

さらに、急性毒性については、WHO飲料水ガイドライン(第2版)や日本水道協会「上水試験方法」において、ラット及びマウスでLD₅₀が2.4～4.9g/kg体重となっている。

② テトラクロロエチレン

我が国の水道の水質基準については、1992年に、WHO等のTDI等の根拠となっているBubenら(1985)、Hayesら(1986)をもとに算出すると0.04mg/Lなるが、発がん性のおそれを考慮して、従来通り0.01mg/L以下とすることとされている。

また、WHO等では、1996年に、TDIとして、14 μ g/kg/日が設定されている。

さらに、急性毒性については、WHO飲料水ガイドライン(第2版)や日本水道協会「上水試験方法」において、4.2～6gで人に酩酊、知覚異常及び陽気といった中枢神経系への影響、マウス等でLD₅₀が8.8～10.8g/kg体重等となっている。

③ ベンゼン

我が国の水道の水質基準については、1992年に、IRIS(1990)を基に、発がん性のおそれを考慮して、0.01mg/L以下とすることとされている。

また、WHO等では、発がんリスクを見積もり、10⁻⁵に対応する飲料水濃度を0.01mg/Lであると推定している。

さらに、急性毒性については、WHO飲料水ガイドライン(第2版)や日本水道協会「上水試験方法」において、ラット及びマウスでLD₅₀が1～10g/kg体重となっている。

④ ジクロロメタン

我が国の水道の水質基準については、1992年に、WHO等のTDI等の根拠となっているSerotaら(1986)をもとに、発がん性のおそれを考慮して、0.02mg/L以下とすることとされている。

また、WHO等では、1996年に、TDIとして、6 μ g/kg/日が設定されている。

さらに、急性毒性については、WHO 飲料水ガイドライン（第2版）や日本水道協会「上水試験方法」において、ラット及びマウスでLD₅₀が2g/kg体重程度となっている。

⑤ 四塩化炭素

我が国の水道の水質基準については、1992年に、WHO等のTDI等の根拠となっているBruckerら(1986)をもとに、発がん性のおそれを考慮して、0.02mg/L以下とされている。

また、WHO等では、1996年に、TDIとして、0.71 μg/kg/日が設定されている。

さらに、急性毒性については、WHO 飲料水ガイドライン（第2版）や日本水道協会「上水試験方法」において、ラット及びマウスでLD₅₀が1～12.8g/kg体重となっている。

⑥ シス-1, 2-ジクロロエチレン

我が国の水道の水質基準については、1992年に、WHO等のTDI等の根拠となっているBruckerら(1986)をもとに、0.04mg/L以下とされている。

また、WHO等では、1996年に、TDIとして、17 μg/kg/日が設定されている。

さらに、急性毒性については、WHO 飲料水ガイドライン（第2版）や日本水道協会「上水試験方法」において、ラットでLD₅₀が0.77g/kg体重となっている。

⑦ 1, 2-ジクロロエタン

我が国の水道の水質基準については、1992年に、発がん性のおそれを考慮して、0.004mg/L以下とされている。

また、WHO等では、雄ラットの78週間経口投与試験での血管肉腫の結果から、線形多段階モデルにより飲料水濃度の0.3mg/L、0.03mg/L、0.003mg/Lに対応する飲料水のユニットリスクをそれぞれ10⁻⁴、10⁻⁵、10⁻⁶であると推定している。

さらに、急性毒性については、WHO 飲料水ガイドライン（第2版）や日本水道協会「上水試験方法」において、ラット、マウス等でLD₅₀が0.5～0.9g/kg体重程度となっている。

⑧ 1, 1-ジクロロエチレン

我が国の水道の水質基準については、1992年に、WHO等のTDI等の根拠となっているQuastら(1983)をもとに、0.02mg/L以下とされている。

また、WHO等では、1996年に、TDIとして、9 μg/kg/日が設定されている。

さらに、急性毒性については、WHO 飲料水ガイドライン（第2版）や日本水道協会「上水試験方法」において、ラット、マウス等でLD₅₀が0.2～5.8g/kg体重程度となっている。

⑨ 1, 1, 1-トリクロロエタン

我が国の水道の水質基準については、1992年に、臭味発生防止の観点から、現行通り0.3mg/L以下とされている。水質環境基準については、慢性毒性を考慮して1mg/L以下とされている。

また、WHO 等では、1996年に、TDIとして、 $580 \mu\text{g/kg/日}$ が設定されている。

さらに、急性毒性については、WHO 飲料水ガイドライン（第2版）や日本水道協会「上水試験方法」において、ラット、マウス等でLD₅₀が5.7～14.3g/kg 体重となっている。

⑩ 1, 1, 2-トリクロロエタン

我が国の水道の水質基準については、1992年に、発がん性を考慮して、0.006mg/L 以下とすることとされている。

さらに、急性毒性については、日本水道協会「上水試験方法」において、マウスでLD₅₀が0.4～0.5g/kg 体重程度となっている。

〈一般研究課題〉 名古屋市南部地域における
表層土壌の重金属汚染マップと健康リスクの評価
助成研究者 大同工業大学 堀内 将人



名古屋市南部地域における 表層土壌の重金属汚染マップと健康リスクの評価

堀内 将人
(大同工業大学)

1. はじめに

典型7公害の1つである土壌汚染は、大気汚染や水質汚濁と異なり、目に見えない地下で起こるため発見しにくく、蓄積性の汚染のため汚染の浄化には長い時間と多額の費用を必要とする。汚染の原因は、工場の工程・施設・床面などからの汚染物質の漏洩、汚染物質を含む工場廃水の地下浸透、汚染物質を含む廃棄物の不法投棄など様々である。さらに近年は、清掃工場周辺でのダイオキシン問題のように大気由来の表層土壌汚染問題も顕在化している。今後、工場跡地はもちろんのこと、一般市街地においても大気経由で降下した重金属によって環境基準及び含有量基準を超える可能性は否定できない。一方、2003年2月15日に土壌汚染対策法が施行され、表層土壌の重金属汚染が健康リスクの観点から注目されている。

名古屋市南部地域は、化学工業や鉄鋼業などの工場が立ち並ぶ工業地帯である。また、国道23号線や国道247号線などの幹線道路が集中していることも相まって、従来から大気汚染が著しい。1989年には、「名古屋南部大気汚染公害訴訟」が起こった地域である。研究者は7年前より、名古屋市南部地域を対象として表層土壌の重金属汚染に関する調査を継続している。その結果、一部の地域でPbが環境基準を超過していること、全量濃度で自然界値を超える主な元素はCr, Zn, Br, Sbであること、CdとNiは表層土壌で濃度が大幅に高くなり、かつ高濃度を示す地点の多くが共通していたことから、ケミカルフールアウトとしての排出源が同じ可能性が高いこと等を示した¹⁾。本研究では名古屋市南部地域での表層土壌汚染調査地点をさらに増やし、地域全体での重金属汚染の実態や特性を明らかにして汚染マップを作成するとともに、公園等で重金属濃度の高い表層土壌を摂取した場合の、人の健康リスクについて定量的な評価を試みた。土壌摂取による人の健康リスク評価においては、人の胃腸管を模擬した生理学的抽出実験（以下、PBET法）を実施して、より精度の高いリスク評価を実現した。また、土壌汚染対策法における含有量基準の公定抽出法である1N塩酸抽出法による抽出量と、PBET法による抽出量とを比較することにより、公定法として1N塩酸抽出法を適用することの妥当性について考察を加えた。

2. 土壌採取および分析方法

2.1 試料の採取

今年度は、名古屋市南部地域の18地点で土壌を採取した。できる限り人の手の入っていない場所の土壌を採取するため、採取地点には公園や神社を優先的に選定した。裸地土壌については、深さ0~1cm, 2~5cm, 10~20cmの3層、砂場については0~1cmの1層、草の繁茂している表層土(草地)については0~5cm、道路粉塵やその近辺の植え込みでは0~1cmの土壌を5地点混合法により採取した。試料は60℃で48時間乾燥させた後2mm網ふるいに通し、分析試料とした。採取地点とサンプル番号を図1、表1に示す。

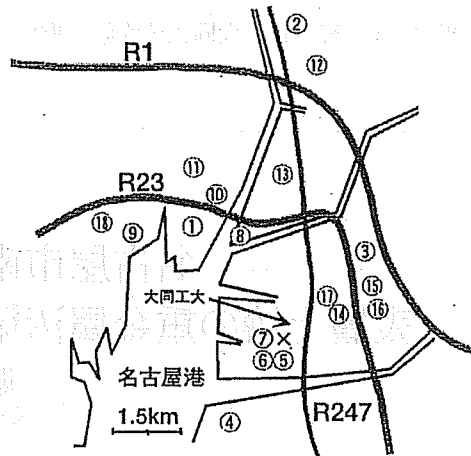


図1 名古屋市南部地域の土壌試料採取地点地図

2.2 抽出方法

(1) 精製水抽出法：土壌環境基準の公定抽出法。液固比は10、振とう時間は6時間である。汚染されている土壌に雨水が浸透して地下水となり、飲み水として人が摂取する可能性を考慮し環境基準が定められている。

(2) 0.1N塩酸浸出法：農用地土壌汚染対策地域の指定要件に係わる特定有害物質のCd, CuおよびAs量の検定に用いられる0.1N塩酸浸出法に基づいている。液固比

は5、振とう時間は1時間である。抽出液が弱酸性のため、主として土壌の表面に弱く付着している重金属を抽出することができる³⁾。人為的汚染を検出するのに有効とされている。

(3) 1N塩酸抽出法：2003年2月15日に施行された土壌汚染対策法において定義された含有量基準の公定抽出法。主に人が土壌を直接摂取した場合の許容レベルから基準値を定めている。液固比は30または50を採用し、振とう時間は2時間とした。

(4) PBET法：Physiologically Based Extraction Testの略。固相マトリクスと人の胃腸管を模擬した反応器(胃と小腸のpHおよび化学特性、土と溶液の比率、胃での混合および胃の通過速度を模擬したもの)を用いて、金属の生物吸収能を評価する生体外(in vitro)試験システムであり、動物実験ができない場合に重金属の生物吸収能を評価しようとするものである。PbとAsについてRubyら³⁾が実験を行い、サイトごとの曝露評価を行うのに有効な方法であると報告している。本研究でも、Rubyらの研究を参考に実験条件を設定した。模擬胃液は、精製水にペプシン・クエン酸・リンゴ酸・乳酸・酢酸を添加し、塩酸と水酸化ナトリウムで所定のpHに調整した。腸液は胆汁末とパンクレアチンを添加し調製した。胃の滞留時間を70分とし、30, 50, 70分後に、小腸の滞留時間は180分とし60, 180分後にそれぞれ上澄み液5mlを採取

表1 土壌試料採取地点名

①築地神社	⑩港陽公園
②熱田神宮公園	⑪港北公園
③弥次衛公園	⑫白鳥小学校 路肩
④新宝緑地公園	⑬道徳公園
⑤元柴田公園	⑭名南橋
⑥県道36号線 柴田小学校側路肩	⑮元塩公園
⑦白水公園	⑯大江川緑地公園
⑧東築地小学校 路肩	⑰宝生公園
⑨中の島川緑地	⑱荒子川公園

した。胃のpHは1.3, 2.5, 4.0と3つの場合を設定した。pH1.3は人の空腹時, pH2.5は通常時, pH4.0は満腹時に対応する。腸のpHは約7.0とした。

2.3 測定方法

- (1) ICP質量分析法：2-2で得た抽出液中の重金属濃度をICP質量分析器（YOKOGAWA, HP-4500 またはAgilent 7500ce）で定量した。測定元素はCr, Mn, Ni, Cu, Zn, As, Se, Mo, Cd, Sb, Pb, Uの12元素である。
- (2) 中性子放射化分析法：土壌に中性子を照射して元素を放射化し、放出される γ 線のエネルギーとカウント数から土壌に含まれる元素を定性、定量する分析方法。土壌が含有する元素の全量分析ができる。 γ 線エネルギー分解能に優れたGe半導体検出器を放射能の測定に用いることにより、化学分離を必要とせずに多数の元素を同時分析できるのが利点である。

照射は、京都大学原子炉実験所圧気輸送管（pn-2, 中性子束密度約 3.5×10^{13} 1/cm²・s：実測値）を用いて行った。照射時間は3600秒、冷却時間は中寿命核種については8～9日（約650000秒）、長寿命核種については20～30日（約2000000秒）とした。計測には4096チャンネル波高分析器付きGe半導体検出器（EG&G社製 ORTEC Hp-Ge Ge COAXIAL DETECTOR）を用いた。計測時間は、中寿命核種については3000秒、長寿命核種については7200秒とした。

標準試料としてBCR176（Commission of The European Communities, City Waste Incineration Ash）を試料と同時に照射・計測し、未知試料中元素濃度の補正を行った。

土壌試料はメノウ鉢を用いて微砕した後100mgを秤りとり、ポリエチレン袋で二重に封入し、さらに外袋で封入して測定試料とした。

3. 実験結果および考察

3.1 土壌環境基準との比較

図2に示す通り、㊤元塩公園元塩公園の草地において、Asの土壌環境基準（0.01mg/L）を上回る、または同程度のAs濃度を検出した。しかし同じ元塩公園でも、基準を大きく下回る値（0.0015 μ g/L）しか検出されなかった地点もあることから、場所的なバラツキが非常に大きいといえる。㊦県道36号線 柴田小学校側 路肩粉塵では土壌環境基準に近いPb濃度が検出された。大気中の鉛汚染の大部分は自動車の排気ガス（有鉛ガソリンが原因）に由来するとされている。しかし、最近ではほとんど無鉛ガソリンに変わっているのが現状である。汚染原因の考察を深めていくために、交通量が非常に多い（粉塵濃度が高い）地域での重金属による汚染調査を継続していく必要があると思われる。過去において土壌環境基準を上回る濃度を検出した築地神社、中の島川緑地および白水公園では、土壌環境基準を超える値は検出されなかった。

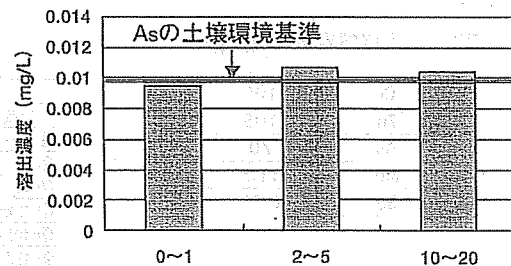


図2 ヒ素 (As) の溶出濃度 ㊤元塩公園

3.2 含有量基準との比較

測定試料とした土壌試料の中で、含有量基準を超過したサンプルはなかったが、6サンプルでPbが含有量基準に近い値を検出した。特に、道路粉塵や⑦白水公園で高い含有量を検出した。Pb含有量の高かった6サンプルの分析結果を図3に示す。Znは2004年4月1日に施行された水道基準項目に追加され、基準値1.0mg/Lが設定されたため、Znの環境中濃度が注目されている。Znの溶出濃度が他の地点に比べて突出していたのが道路粉塵である。道路粉塵と表層土壌裸地とを比較した結果を図4に示す。

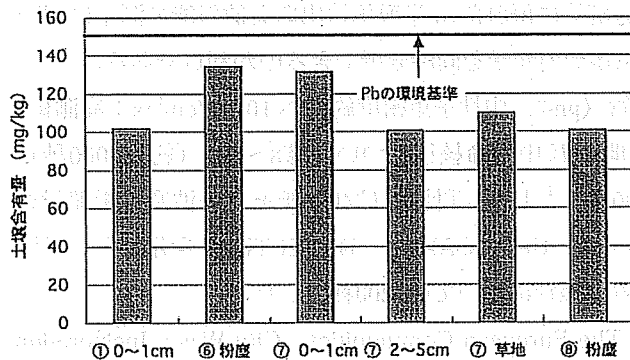


図3 鉛(Pb)の土壌含有量
(1N塩酸抽出法による)

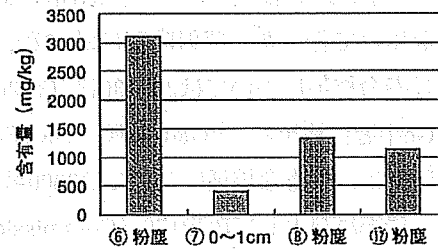


図4 亜鉛(Zn)の含有量
(1N塩酸抽出法による)

3.3 自然界値との比較

放射化分析により定量した5元素 (Cr, Zn, As, Mo, Sb) のうち、最大自然界値 (表2⁴⁾) を5倍以上超えた地点および元素を表3に示す。Cr, Zn, Sbでは、最大自然界値を上回った土壌試料は表層土壌 (0~5cm) が多かった。Moは最大自然界値に近い値を検出し、Asはほとんどの地点で最大自然界値の約1/10以下であった。

表2 最大自然界値 (mg/kg)

Cr	106
Zn	105
As	70
Mo	11.3
Sb	0.91

表3 最大自然界値の5倍を超えた地点と元素

Cr		Zn		Sb	
地点、深さ	倍数	地点、深さ	倍数	地点、深さ	倍数
⑥ 0~1	6.83	⑥ 0~1	38.5	⑥ 0~1	7.06
⑦ 北 0~1	7.56	⑦ 北 0~1	7.03	⑦ 粉塵	9.02
⑦ 北 2~5	6.56	⑦ 北 草地	7.51	⑦ 植え込み	5.41
⑦ 草地	6.37	⑧ 粉塵	19.2	⑧ 0~1	10.7
⑧ 粉塵	14.0	⑧ 植え込み	10.9	⑦ 2~5	11.4
⑧ 植え込み	5.14	⑨ 0~1	14.8	⑦ 10~20	5.16
⑩ 0~1	13.7				
⑩ 2~5	14.0				
⑩ 東0~1	5.52				

3.4 表層土壌中重金属濃度の統計解析

3.4.1 単相関分析

1998年から2004年までに調査した名古屋市南部地域の表層土壌中重金属濃度データを用いて、元素間、地点間の単相関分析を行った。重金属濃度は、0.1N塩酸浸出法の結果 (深さは0~20cm) をすべて (標本数: 223, 元素数: 10) 用いた。0.1N塩酸浸出法の測定結果を用いた理由は、①0.1N塩酸浸出法で抽出される成分が主として人為的汚染によるものと判断されること、

②0.1N塩酸浸出法による分析は1998年から実施しており、最もデータ数が多いこと、の2点である。最も相関係数が高かった元素の組み合わせは、Ni-Cd（相関係数 $R^2=0.72$ ）であった。土壌中Ni濃度と土壌中Cd濃度との相関を図5に示す。このことから、NiとCdに関しては同じ排出源の可能性が高いと考えられる。Cr-Mn ($R^2=0.54$)、Cr-Ni ($R^2=0.55$) がNi-Cdに次いで高い相関係数を示した。

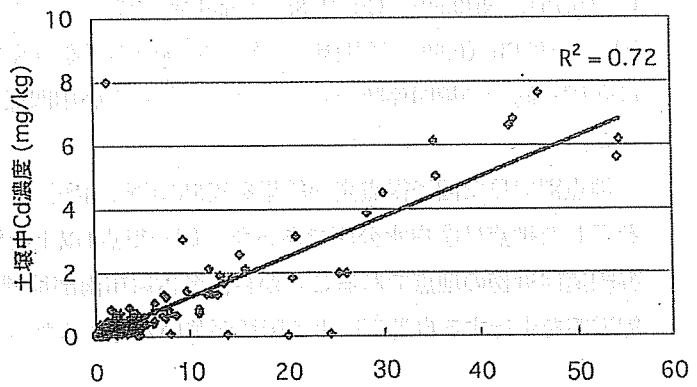


図5 0.1N 塩酸浸出法による土壌中Ni濃度とCd濃度の相関
(1988～2003年に採取した深さ0～20cmの全データ)

3.4.2 因子分析

単相関分析と同様に、1998年から2004年までの0.1N塩酸浸出法による分析データを用いて因子分析を行った。因子抽出法は、最尤法の中で回転法Kaiserの正規化を伴うプロマックス法を用いた。分析結果を表4に示す。

表4-A 説明された分散の合計

因子	初期の固有値			回転後の負荷
	合計	分散の%	累積%	平方和
1	3.992	57.029	57.029	3.265
2	0.893	12.755	69.784	2.744
3	0.868	12.405	82.189	2.635
4	0.591	8.45	90.639	
5	0.321	4.583	95.223	
6	0.211	3.011	98.234	
7	0.124	1.766	100	

表4-B 構造行列

	因子		
	1	2	3
Cr	0.755	0.786	0.598
Mn	0.583	0.911	0.474
Ni	0.997	0.606	0.565
Cu	0.345	0.473	0.621
Zn	0.267	0.432	0.24
Cd	0.853	0.55	0.554
Pb	0.665	0.465	0.992

因子抽出法: 最尤法
回転法: Kaiser の正規化を伴うプロマックス法

表4-C 因子相関行列

因子	1	2	3
1	1	0.628	0.617
2	0.628	1	0.521
3	0.617	0.521	1

因子抽出法: 最尤法
回転法: Kaiser の正規化を伴うプロマックス法

分散の合計を見ると、因子1～3により全体の約82%、因子1だけでも全体の約57%を説明できることがわかる。構造行列は、各元素の因子1, 2, 3に対する影響を示している。因子1では、

Cr (0.76), Ni(0.99), Cd (0.85) が高い影響を与えており、因子2ではMn (0.91), Cr (0.79), 因子3ではPb (0.99) が各因子に対して高い影響を与えていることがわかる。因子相関行列では各因子同士の相関係数を示している。最も高い相関係数を表したのが、因子1-因子2の組であった。

地点別で見た因子得点表の結果を表5に示す。因子1, 2, 3において、因子得点が最も高い値を示した地点は⑦白水公園であった。因子得点1以上を示した地点のほとんどが通行量の多い幹線道路近傍の地点であることから、名古屋市南部地域の表層土壤に含まれる重金属類は、幹線道路を走行する自動車による影響が強いと考えられる。

表5 各因子得点が高い地点一覧

因子1	
得点5以上	白水公園 (5.2)
得点1以上	港北公園 (1.9)、大高緑地公園 (1.7)
因子2	
得点3以上	白水公園 (3.7)
得点2以上	東築地小学校 粉塵 (2.7)、産業道路大江町交差点 (2.1)、村社神社 (2.1)
得点1以上	大高緑地公園 (1.9)、産業道路、線路ヨコ、竜宮インターGS側、県道36号線 柴田小学校 路肩 (1.8)、大江川緑地公園 (1.3)、R247 COCO苧 公園住宅沿道 (1.1)、滝春南公園 (1.0)
因子3	
得点4以上	白水公園 (4.5)
得点2以上	大高緑地公園 (2.7)
得点1以上	築地神社、宝公園 (1.7)、東築地小学校 路肩 (1.2)、元塩公園 (草地)、竜宮インターGS側 (1.0)

4. 表層重金属汚染マップ

4.1 濃度コンターの作成

名古屋市南部地域でこれまでに土壌調査を実施した41地点の0.1N塩酸抽出法による土壌中濃度を用いて、名古屋市南部地域の表層重金属汚染マップを作成した。マップ作成用のデータは0~1cmと2~5cmの重金属濃度を平均して得た。同一地点で複数回調査している場合は、それらの平均値を代表値とした。調査地点の緯度経度を地図ソフト(Pro Atlas)上で読み取り、Arc Mapを用いて地図上に濃度コンターを描いた。対象元素はCr, Mn, Ni, Cu, Zn, As, Se, Pb, Cd, Sbの10元素である。得られた濃度コンターの中で代表的なものを図6に示す。

4.2 考察

Ni, Zn, Cdのコンター図が類似しており、大江周辺の工場地帯で特に濃度が高い。道路粉塵中のZn濃度が非常に高いことから、表層土壤に降下するZnの多くは自動車由来ではないかと推定していたが、Znの高濃度域と幹線道路との間に明確な相関はない。むしろ産業活動による影響が大きいのではないかと考えられる。一方、PbとCuは交通量の多い道路の周辺で高い溶出量を検出しており、車の排気ガスや道路粉塵が影響している可能性が高い。



図6 名古屋市南部地域での表層土壌中重金属濃度コンター図
(0.1N 塩酸浸出法で得た土壌中濃度から作成)

5. 表層汚染土壌の健康リスク評価

5.1 PBET法による胃腸管での重金属溶出量の推定

1N塩酸抽出法によるPb濃度が高く、健康リスク評価の対象として重要と思われる、①築地神社 南西0~1cm, ⑥県道36号線 柴田小学校側 路肩粉塵, ⑦白水公園北(Ⅲ) 0~1cm, ⑦白水公園北(Ⅲ) 草地, ⑦白水公園北(Ⅳ) 0~1cm, ⑦白水公園北(Ⅳ) 草地, ⑧東築地小学校 路肩粉塵の合計7サンプルをPBET法の試料とした。⑦白水公園土壌の後に記したローマ数字は、同じ公園でも土壌採取地点が異なることを表している。

PBET法を実施した結果、Pbの含有量基準を上回る溶出量を検出するサンプルはなかった。含有量基準は上回らなかったが、それに近い溶出濃度を検出し、土壌を直接摂取する可能性も高い、

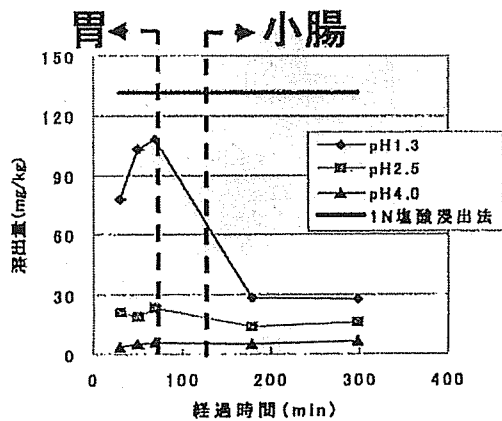


図7 PBET法による模擬胃腸管内での
重金属溶出量の変化 (Pb)
⑦白水公園 北(Ⅲ) 0~1cm

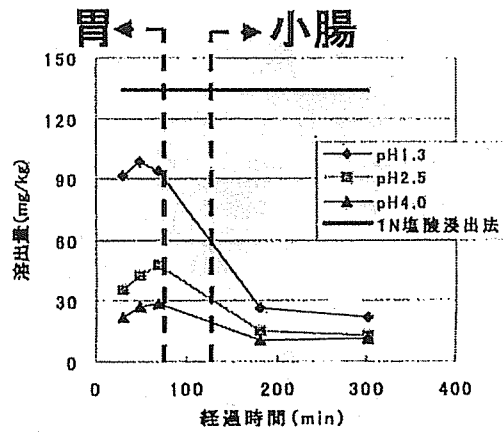


図8 PBET法による模擬胃腸管内での
重金属溶出量の変化 (Pb)
⑥柴田小学校 路肩粉塵

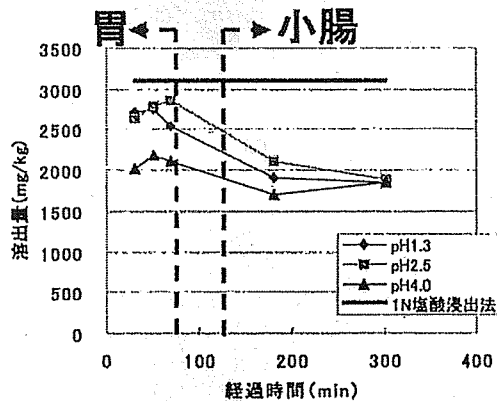


図9 PBET法による模擬胃腸管内での
重金属溶出量の変化 (Zn)
⑥柴田小学校 路肩粉塵

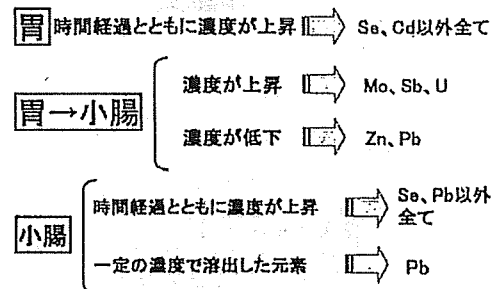


図10 PBET法による模擬胃腸管内での
元素別溶出濃度変化の傾向

⑥県道36号線 柴田小学校側 路肩粉塵, ⑦白水公園北(Ⅲ) 0~1cmの実験結果を図7,8,9に示す。

Pbの測定結果では、胃のpHが1.3の時に含有量基準の2/3程度の溶出量(約100mg/kg)を検出した。Znについては、体内でも高濃度で溶出することがわかった。胃、小腸での重金属溶出の傾向を元素別でまとめた結果を図10に示す。

胃液のpHを3パターンで実施した7種類の土壌のPBET法で、重金属の溶出濃度が1N塩酸抽出法での溶出濃度を超過した元素はZn, Mo, Pbの3つであった。これまでの実験結果では、SeとSbについて1N塩酸抽出法が土壌直接摂取による重金属摂取量を過少評価する傾向を示した⁹⁾が、本年度の結果からは、新たにZn, Mo, Pbの3元素についても、1N塩酸抽出法を公定法とすることの妥当性を検討する必要があると思われる。

5.2 リスク評価

耐用1日摂取量 (TDI: Tolerable Daily Intake) とは、生涯にわたって人が毎日摂取し続けた場

合でも、健康に悪い影響を及ぼさない安全な1日摂取量を意味している。重金属類のTDIはWHOの水質基準⁷⁾やACGIHの設定する労働環境中の許容空気濃度⁸⁾および環境省の含有量基準⁹⁾の根拠値としていくつか提案されている。それらのTDIから最も低い値 (Cr, Zn, As, Se, Cd, Sb, Pbについて) とPBET法の結果から算出した重金属摂取量とを比較した。人が土壌を経口摂取する量 (摂食量) は大人で100mg/day, 子供で200mg/dayと推定されている⁹⁾。PBET法の結果は、胃と小腸における最大溶出濃度 (土壌中濃度 $C_{(soil)}$ [mg-metal/kg-soil]) を用い、溶出濃度から摂取量への変換は坂内らの方法¹⁰⁾を参考に算出した。算出式を以下に示す。

$$\text{土壌の摂食等の1日曝露量} = \text{土壌中濃度 } C_{(soil)} [\text{mg-metal/kg-soil}] \times \text{摂食量} [\text{mg-soil/day}] \times 0.000001 [\text{kg/mg}]$$

$$\begin{aligned} \text{1日曝露量の生涯平均} &= (\text{1日曝露量 (子供)} \times \text{曝露期間 (子供)} + \text{1日曝露量 (大人)} \times \text{曝露期間 (大人)}) / \text{曝露期間 (生涯)} \\ &= 0.0001 \times C_{(soil)} \end{aligned}$$

曝露期間：大人=64年, 子供=6年, 生涯=70年

表6~8に、TDIと⑦白水公園北1(Ⅱ)草地、⑦白水公園北(Ⅲ)0~1cmおよび⑥県道36号線柴田小学校側路肩粉塵からの重金属摂取量の推定値との比較を示す。

PBET法で得た溶出濃度から推定した1日摂取量がTDIを上回ったサンプルは、⑦白水公園北(Ⅱ)草地、での空腹時のPbであった。他の地点においてもPBET法で得た溶出濃度から推定した1日摂取量はTDIを上回らないものの、TDIの約36~68%の値を示している。本研究が仮定したTDIは経口摂取のみを考慮したものである。経口摂取には食物による摂取、飲料水による摂取、土壌の直接摂取等が考えられる。PBET法で得た溶出濃度から推定した1日摂取量は、経口摂取の中で土壌の直接摂取しか考慮していない値であるため、TDIを上回らなかったとしてもTDIの約36~68%を

示した結果は重要と受けとめるべきである。一方、経口摂取による鉛の吸収率8%という報告¹²⁾がある。この値を考慮すると、汚染土壌の直接摂取による鉛の吸収量は、TDIの約3%~5.4%に低下する。一方、子供(0~4才)は大人の2倍の土壌を摂取するが、体重は大人の1/10~1/3程度である。仮に体重10kg(大人の約1/5)の子供の場合、TDIは表の1/5に、鉛の摂取量は2倍になる。この場合、土壌の直接摂取による鉛の吸収量は、8%の吸収率を考慮してもTDIの30%~54%を占

表6 TDIとPBET法から推定した体内摂取量との比較
⑦白水公園北(Ⅱ)草地

	TDI	胃でのpH		
		pH 1.3	pH 2.5	pH 4.0
Cr	94	0.28	0.11	0.015
Zn	3600	10	13	5.7
As	4	0.13	0.061	0.038
Se	16	0.014	0.018	0.0075
Cd	4	0.38	0.41	0.24
Sb	10	0.0045	0.12	0.00081
Pb	16	19	4.0	9.1

表7 TDIとPBET法から推定した体内摂取量との比較
⑦白水公園北(Ⅲ)深さ0~1cm

	TDI	胃でのpH		
		pH 1.3	pH 2.5	pH 4.0
Cr	94	0.53	0.15	0.058
Zn	3600	28	17	12
As	4	12	0.063	0.051
Se	16	0.006	0.025	0.027
Cd	4	0.58	0.47	0.30
Sb	10	0.024	0.010	0.0045
Pb	16	11	2.3	0.69

める。乳幼児期の鉛の吸収率は大人よりも高いことも報告されており、白水公園における乳幼児の土壌摂食は、健康リスクの面から注意すべきレベルにあると言える。

⑥県道36号線 柴田小学校側 路肩粉塵のZnの推定量はTDIを上回らなかったが、他の地点のZnより最低でも10倍高い値となっていた。亜鉛が高濃度になる要因としては、亜鉛メッキ鋼板等の使用やタイヤの摩耗粉塵の影響等¹⁹⁾が考えられる。

上述した土壌摂取による重金属の体内摂取量は、胃腸管で溶出した重金属が全て100%体内で吸収されると仮定して評価を行っている。今後、吸収率に関する詳細な検討が必要であるが、リスク評価の観点からすれば、本研究での健康リスク評価は大人に対しては安全側の評価を与えていると位置づけることができる。

表8 TDIとPBET法から推定した体内摂取量との比較
⑥柴田小学校前 路肩粉塵

	TDI	胃でのpH		
		pH 1.3	pH 2.5	pH 4.0
Cr	94	1.4	0.73	0.26
Zn	3600	280	290	220
As	4	0.095	0.060	0.040
Se	16	0.019	0.047	0.042
Cd	4	0.39	0.36	0.25
Sb	10	0.12	0.096	0.057
Pb	16	9.9	4.8	2.9

6. おわりに

本研究で得られた結果ならびに結論を以下に列記する。

【名古屋市南部地区における表層土壌汚染の評価】

- (1) 元塩公園元塩公園の草地において、Asの土壌環境基準を上回る、または同程度のAs濃度を検出した。
- (2) Pbでは土壌環境基準を上回る土壌試料はなかったが、県道36号線柴田小校側路肩粉塵で土壌環境基準と同程度の溶出濃度が検出された。他の地点では土壌環境基準を超える値は検出されなかったが、白水公園北深さ0~1cmで比較的高い溶出濃度が検出された。
- (3) 測定試料とした土壌試料の中で、含有量基準を超過したサンプルはなかったが、6サンプルでPbが含有量基準に近い値を検出した。特に、道路粉塵や白水公園で高い含有量を検出した。
- (4) 名古屋市南部地区周辺の表層土壌汚染を初めて調査した1998年から2004年度の0.1N塩酸浸出法の分析結果（深さは0~20cm）を全て用いて単相関分析を実施した。最も相関係数が高かった元素の組合せは、Ni-Cd（相関係数 $R^2=0.72$ ）であった。このことから、NiとCdに関しては同じ排出源の可能性が高いと推察される。
- (5) 0.1N塩酸浸出法のデータを用いた因子分析の結果より、名古屋市南部地区の表層土壌重金属汚染の原因と思われる因子を3つに絞ることができた。因子1は、Cr, Ni, Cd, 因子2は、Mn, Cr, 因子3は、Pbによって特徴付けられた。
- (6) 名古屋市南部地域について作成した濃度コンター図を元素ごとに比較し、Ni, Zn, Cdの濃度コンター図が類似していることを示した。Znの高濃度域と幹線道路との間に明確な相関はなく、むしろ産業活動による影響が大きいのではないかと考えられた。PbとCuは交通量の多い道路の周辺で高い溶出量を検出しており、車の排気ガスや道路粉塵が影響している可能性が高い。

【生理学的抽出実験 (PBET法) を用いた健康リスク評価】

- (1) PBET法による土壤中重金属の溶出濃度は胃のpHに依存し、空腹時には体内に多く吸収されると推察される。
- (2) Zn, Se, Mo, Sb, Pbで、PBET法が1N塩酸浸出法の溶出濃度を上回る場合があった。これらの元素については、公定法 (1N塩酸浸出法) の有効性についてさらに慎重な評価が必要と考えられる。
- (3) EPA等で設定されている1日耐用摂取量 (TDI) の中で最も低い値 (Cr, Zn, As, Se, Cd, Sb, Pb について) とPBET法の結果から推定した人の摂取量とを比較した。その結果、PBET法で得た溶出濃度から推定した1日摂取量がTDIを上回ったサンプルは、白水公園北の草地での空腹時のPbであった。
- (4) 重金属の胃腸管による吸収率を考慮して、PBET法で得た溶出濃度を基に、より現実的な吸収量を推定した。その結果、体重10kg (大人の約1/5) の子供の場合、8%の吸収率を考慮しても土壤の直接摂取による鉛の吸収量は、TDIの30%~54%を占める結果となった。
- (5) 乳幼児期の鉛の吸収率が大人よりも高いことも報告されているため、大人に対する評価では安全であっても、乳幼児についてはより慎重な対応が必要である。

【参考文献】

- 1) 谷直将, 原田友和: 名古屋市南部地域における表層土壤の重金属汚染特性, 大同工業大学工学部建設工学科土木工学専攻 卒業研究概要集第21号, pp.53-54, 2001.
- 2) 日本土壤肥料科学会編: 土壤標準分析・測定法, 博友社, pp.347-348, 1991.
- 3) Ruby M. V., Davis A., Schoof R., Eberle S. and Sellstone C.M.: Estimation of Lead and Arsenic Bioavailability Using a Physiologically Based Extraction Test, Environ. Sci. Technol, Vol.30, pp.422-430, 1996.
- 4) 日本土壤肥料科学会編: 土壤の有害金属汚染, pp.32, 1991.
- 5) 浅見輝男, 久保田正亜, 南沢究: 土壤中のカドミウム, アンチモン, ビスマスなど重金属元素の自然界値, 日本土壤肥料学雑誌, 第59巻 第2号, 1988.
- 6) 世古学, 堀内将人: 名古屋市南部地区における表層土壤の重金属汚染と健康リスクの評価, 土木学会第58回年次学術講演会講演概要集第VII部門, 2003.
- 7) 日本環境管理学会: 新水道基準ガイドブック, 丸善, 1994.
- 8) 化学物質安全情報研究会 上原陽一監修: 化学物質安全性データブック (改訂増補版), オーム社, 1997.
- 9) 土壤の含有量リスク評価検討会: 土壤の直接摂取によるリスク評価等について, 2001.
- 10) 坂内修, 米田稔, 森澤眞輔, 福谷哲: 京都市内公園の土壤重金属汚染のリスク評価の試み, 環境衛生工学研究, 第16巻第3号, 2002.
- 11) 坂内修, 辻貴史, 米田稔, 森澤眞輔: 土壤金属汚染の測定と土壤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, 2003.
- 12) 和田攻: 金属とヒト-エコトキシコロジーと臨床-, 朝倉書店, 1985.
- 13) 堀内将人: 重金属による市街地土壤汚染の評価とその工学的対策に関する試験的研究, 平成6

謝辞

調査および分析でご協力頂いた京都大学原子炉実験所の西牧研壮教授、福谷哲助手、大同工業大学大学院生の世古学氏、学部生の伊藤知子氏に深謝の意を表します。