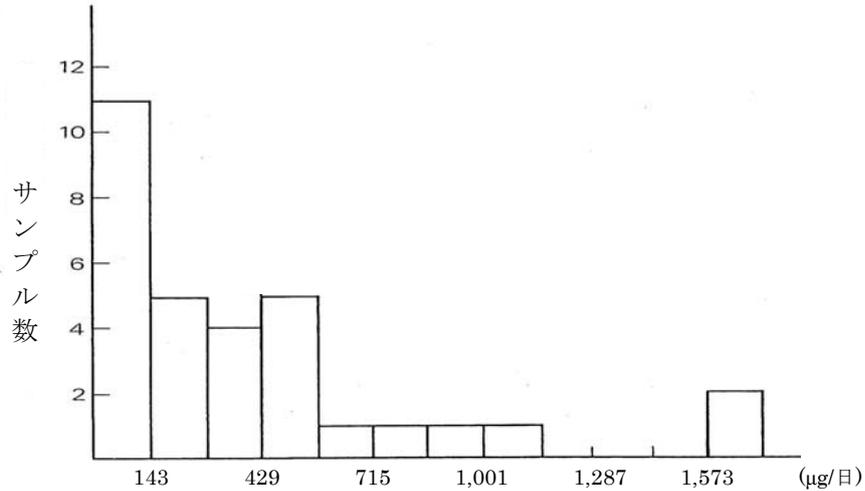


1 摂取量 3 mg/人/週 (約 429 μ g/日) を超過した (図 12)。血中鉛濃度と鉛摂取量
 2 との用量-反応関係は線形よりも立方根の関係にフィットすると報告した
 3 (Sherlock et al. 1982)。



※ Sherlock et al. (1982)から引用

21 図 12 成人女性における食事からの鉛摂取量分布

24 US EPA(1986)の乳児のモデル式

25 血中鉛濃度 (μg/dL) = A* + 0.16 × 鉛摂取量 (μg/日)

26 * Lacey ら(1985)の報告では、出生前における母体を介した曝露、あるいは食事以外
 27 の室内塵あるいは大気を介した曝露による血中鉛濃度である (Lacey et al. 1985)。

28 変換係数 = $\frac{\text{④} - \text{②}}{\text{③} - \text{①}} = 0.16 \mu\text{g/dL}/\mu\text{g Pb/日}$

- 29 ①紙パック入り人工栄養を摂取した場合の平均鉛摂取量 16 μg/日
 30 ②紙パック入り人工栄養を摂取した場合の生後 196 日の平均血中鉛濃度 7.2 μg/dL
 31 ③缶入り人工栄養を摂取した場合の平均鉛摂取量 61 μg/日
 32 ④缶入り人工栄養を摂取した場合の生後 196 日の平均血中鉛濃度 14.4 μg/dL

33 Sherlock ら(1982)の成人のモデル式

34 血中鉛濃度 (μg/dL) = -1.4 + 3.6³ √鉛摂取量 (μg/日)

35 これらのモデル式の作成に用いられた 1970~1980 年代のデータは、日本の現
 36 状に比べて、かなりの高濃度曝露であること、大気汚染による鉛の吸入曝露の
 37 影響が非常に大きいこと、また、分析法の精度があまり高くないことに留意す
 38 る必要がある。

39 さらに、消化管からの鉛吸収率は、年齢、摂取形態、鉄及びカルシウムの摂
 40

取等の曝露者の生理状態による個人差があり、曝露経路、粒子サイズや溶解度などの物理化学的性状によっても体内動態に違いが生じる。また、鉛の生物学的半減期は、成人の血液及び軟組織では 36～40 日であるのに対して骨では約 17～27 年と長く、妊娠による骨中鉛の動員によっても血中鉛濃度が影響を受ける可能性がある。したがって、鉛の体内動態における不確実性が考慮されていないモデル式を用いることは、血中鉛濃度 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$ 以下というかなり低いレベルにおける鉛摂取量の推定においてさらなる不確実性をもたらす結果になると考えられ、これらのモデル式を採用することは適切ではないと考えられた。

一方、日本で鉛摂取量や血中鉛濃度を調べた報告について確認したところ、調査方式の違いによって鉛摂取量の値に大きな乖離が見られた(表 29)。この要因としては、マーケットバスケット方式では、食品を 14 品群に分けて測定していること、フライパンで炒めることや網を使って焼くなどの代表的な調理が加えられていること、栄養調査に合わせた摂取量に調整していること、食品の選び方や季節でバラツキが出ること、定量限界以下の検出値を ND=0 とした場合と ND=1/2LOQ とした場合に 2 割程度の差があることなどが考えられた。陰膳方式では、調査対象者が少ない特定の集団であること、日によって食事内容が異なることなどが考えられた。しかし、調査方式の違いによる鉛摂取量の乖離を完全に説明することはできなかった。

表 29 日本で鉛摂取量と血中鉛濃度を調べた報告著者	調査概要	鉛摂取量	血中鉛濃度
Watanabe et al. (1996)	調査年：1979～1983 年 場 所：日本国内 19 ヶ所 対象者：成人女性 484 名 年 齢：46.8 \pm 9.6 歳 方 式：陰膳	32.2 $\mu\text{g}/\text{日}$ (幾何平均値)	3.39 $\mu\text{g}/\text{dL}$ (うち 293 名の 幾何平均値)
	調査年：1991～1994 年 場 所：日本国内 19 ヶ所 対象者：成人女性 467 名 年 齢：53.5 \pm 10.7 歳 方 式：陰膳	7.1 $\mu\text{g}/\text{日}$ (幾何平均値)	2.32 $\mu\text{g}/\text{dL}$ (うち 375 名の 幾何平均値)
Aung et al. (2004)	調査年：2000～2003 年 場 所：首都圏 23 ヶ所 対象者：小児 33 名 年 齢：平均 5.1 歳 方 式：陰膳	4.8 $\mu\text{g}/\text{日}$	
国衛研(2000、2008)	調査年：1970 年代後半 場 所：日本国内 10 ヶ所の衛生研究所及び大学 方 式：マーケットバスケット	100 $\mu\text{g}/\text{日}$ 以上	
	調査年：1998 年以降 場 所：日本国内 10 ヶ所の衛生研究所及び大学 方 式：マーケットバスケット	20～40 $\mu\text{g}/\text{日}$	

20
21

1 また、経口曝露における寄与率についても調査方式により調査結果に大きな
2 乖離が見られた。中西ら(2006)がマーケットバスケット方式によるデータ等を用
3 いて推定した0～6歳の小児の寄与率は、土壌 8.9%、食品 82%、飲料水 9.2%で
4 あったのに対し、Aungら(2004)が陰膳方式によるデータを用いて推定した平均
5 5.1歳の小児の寄与率は、土壌 21.4%、室内塵 54.4%、食事 22.3%、大気(吸入)
6 1.9%であった。指や食べ物以外の物をしゃぶる幼児では土壌や室内塵の寄与が
7 大きい可能性が考えられるが、結論付けるには十分な知見が得られなかった。
8 したがって、これらの報告から血中鉛濃度と鉛摂取量との用量-反応関係を導き
9 出すことは適切ではないと考えられた。

10 以上のことから、これまでに得られている知見からは、有害影響を及ぼさない血中鉛
11 濃度から鉛摂取量に換算することは困難であると判断された。

12 3. ハイリスクグループ

13 生後2週～8歳の小児の消化管における鉛の吸収率は約40%で、成人と比較し
14 て3～4倍高い。骨に蓄積した鉛の生物学的半減期は約17～27年と長く、妊娠
15 期や授乳期に母親の骨中鉛が血液へ動員される。母体血中鉛は胎盤を容易に通過
16 し、母乳中にも分泌されることから、胎児及び乳児の環境以外からの主要な曝露
17 源は母親となる。特にこれらの時期は、脳機能が発達段階にある上、血液脳関門
18 が未熟であることから、中枢神経系への影響を受けやすいと考えられる。最近
19 の疫学研究では、10 µg/dL以下の低い血中鉛濃度であっても小児のIQが低下す
20 ることを示唆する報告が数多くあり、小児の鉛に対する感受性は非常に高いと考
21 えられる。

22 したがって、本リスク評価では、胎児及び小児をハイリスクグループに位置づ
23 けるとともに、胎児期や乳児期の鉛曝露源として、妊婦、授乳する女性、さら
24 には鉛の骨への蓄積性及び骨中鉛からの動員を考慮して妊娠可能な年齢層の女性
25 においても胎児及び小児と同様の扱いが必要であると考えられ、ハイリスクグル
26 ープに加えることとした。

27

1 XI. 結論

2
3

有害影響を及ぼさない血中鉛濃度

ハイリスクグループ 4 µg/dL 以下

胎児、小児¹、妊婦、授乳する女性
妊娠可能な年齢層の女性、

ハイリスクグループを除く成人 10 µg/dL 以下

4
5
6

根拠

7 鉛の有害影響は、小児と成人で感受性が大きく異なり、特に小児の IQ 低
8 下等の神経行動学的発達への影響が低い血中鉛濃度において広く認められ
9 ている。一方、成人では、鉛作業者の疫学研究が数多く報告されており、血
10 液・造血系、神経系、腎臓、生殖器への影響が広く認められている。

11 今回のリスク評価では、小児と成人を区別して有害影響を及ぼさない血中
12 鉛濃度を設定した。小児では、コホート研究及び横断的研究で血中鉛濃度と
13 IQ との関係を調べた2つの報告から、有害影響を及ぼさない血中鉛濃度 4
14 µg/dL 以下を導き出した。また、成人では、神経系を臨界臓器に位置づけ、
15 BMD 法を用いて神経系の BMDL を算出し、有害影響を及ぼさない血中鉛
16 濃度 10 µg/dL 以下を導き出した。

17
18

19 XII. まとめ及び今後の課題

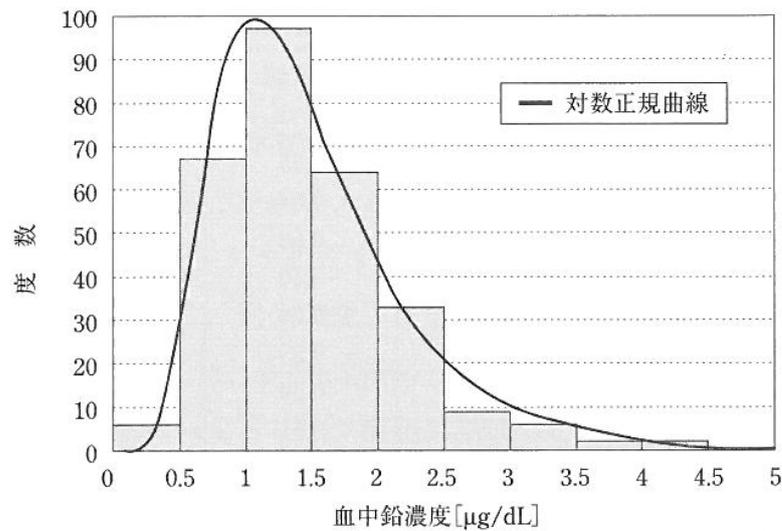
20

21 本リスク評価では、神経系への影響と血中鉛との用量-反応関係を示す疫学研
22 究のデータに着目し、有害影響を及ぼさない血中鉛濃度として、ハイリスクグル
23 ープを 4 µg/dL 以下、成人を 10 µg/dL 以下に設定した。近年の日本における血
24 中鉛濃度は、これらの有害影響を及ぼさない血中鉛濃度と比べて低いレベルを維
25 持しており、Kaji(2007)が小児 290 人（年齢範囲 0～15 歳）を対象に調べたデ
26 ータ（2004～2005 年）では、中央値が 1.4 µg/dL（範囲 0.19～7.7 µg/dL、標準
27 偏差 0.85 µg/dL）であった（図 13）。また、Ikeda ら(2010)が日本の 8 都道府県
28 の成人女性 1,420 名（算術平均年齢 44.4 歳、範囲 20～81 歳）を対象に調べた
29 データ（2002～2008 年）では、幾何平均値が 1.55 µg/dL（範囲 0.48～10.5 µg/dL、
30 幾何標準偏差 1.51 µg/dL）であった（Ikeda et al. 2010）（図 14）。これらのデ
31 ータの分布を見ると、ハイリスクグループで血中鉛濃度 4 µg/dL を超える者が若
32 干存在する。血中鉛濃度が一時的に 4 µg/dL を僅かに超過したとしても直ちに重
33 篤な健康影響を及ぼすとは考えられないが、可能な限り血中鉛濃度を 4 µg/dL 以
34 下に抑制することが重要である。

35

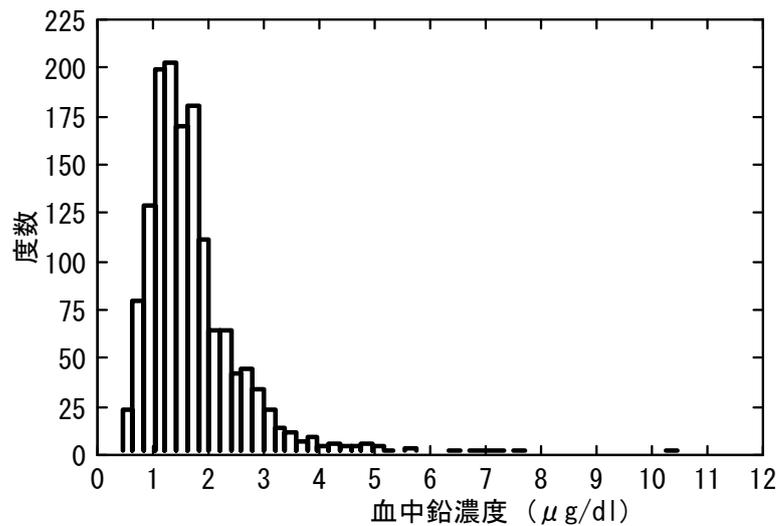
¹ 生後 1 週までを早期新生児、28 日までを新生児、0 歳児を乳児、小学校入学前までを幼児、小学生を学童、中学生を生徒、
生後～15 歳までを小児と定義される。

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46



※ 中西ら(2006)から引用

図 13 小児の血中鉛濃度分布 (全対象者)



※ Ikeda ら(2010)から引用

図 14 成人の血中鉛濃度分布

血中鉛濃度から摂取量への変換については、過去に報告されているモデル式の作成に用いられたデータの問題点として、高濃度曝露、大気汚染による吸入曝露の影響、分析法の精度が考えられ、モデル式の問題点として、鉛に関する吸収率、生物学的半減期、骨中鉛の動員などの体内動態における不確実性が考慮されていないことが考えられた。一方、日本で鉛摂取量と血中鉛濃度を調べた報告について確認したところ、調査方式の違いによって鉛摂取量の値に大きな乖離が見られ、この乖離を完全に説明することができなかった。また、経口曝露における寄与率についても調査方式で調べた結果に大きな乖離が見られ、指や食べ物以外の物を

1 しゃぶる幼児では土壌や室内塵の寄与が大きい可能性が考えられるが、結論付け
2 るには十分なデータが得られておらず、今後、知見を蓄積していく必要があると
3 考えられた。

4 以上のことから、本リスク評価では、血中鉛濃度と鉛摂取量との用量-反応関
5 係を示すデータが不十分であることから、鉛の耐容摂取量に換算することは困難
6 であると判断し、有害影響を及ぼさない血中鉛濃度の設定を結論とした。

7 今後、血中鉛濃度から摂取量への変換に関する新たな知見が蓄積された場合には、
8 耐容摂取量の設定を検討する。