

# 要 約

## 第 I 章 序 論

カドミウム (Cd) は、富山県神通川流域におけるイタイイタイ病の原因として知られた重金属である。近年では、一般の人々が日常生活において摂取しているような低いレベルにおける、Cd の摂取とその影響とに関して社会的関心が高まっている。きっかけのひとつが、米に含まれる Cd の濃度について、国際的な基準値が新たに決定されつつあることである。国際的な食品規格を決定する委員会であるコーデックス (CODEX : FAO/WHO 合同食品規格委員会) で、米中 Cd 濃度の基準値が議論され、2006 年 7 月に「精米中濃度として 0.4 mg/kg」という値が決定された (厚生労働省・農林水産省 2006)。この値は現行の米の流通段階における実質的な規制値 (注 : Cd を玄米中濃度として 0.4 mg/kg 以上含有する米は非食用とする措置がとられている) とほぼ同じであるが、一時期、玄米中濃度として 0.2 mg/kg という値が基準値の有力候補となった経緯がある。この 0.2 mg/kg という値は、1980 年代～1990 年代にかけて東京都内に搬入された玄米のうち 4.3% がその値を超える (小野塚ら 1999) ような水準であり、米中 Cd 濃度の基準値の策定は、一般の人々の日常生活にも影響を及ぼしうる重要なことである。

近年のこのような背景をふまえて、日本の平均的状況における、Cd のヒトへのリスクの程度を明らかにしておくことが重要であると筆者らは考えた。これまで、一般の生活の中で Cd を摂取すると、どのくらいの割合のヒトにどのような影響が見られるのかについて、さらに、将来的にリスクが増大する傾向にあるのか、減少する傾向にあるのかについては、あまり明らかではなかった。これらに回答することが、本評価書の第 1 の目的である。なお、本評価書では日本人の平均的なリスクについて論じるものとし、評価する対象を Cd の低濃度長期暴露とした。そのため、低濃度長期暴露の場合の Cd の暴露経路、健康影響の重篤度について言及している。イタイイタイ病のような高濃度暴露の事例については暴露経路、影響発現のメカニズムのいずれもが本評価書で示した場合には当てはまらないことが多いため、本評価書では取り上げない。高濃度暴露を取り扱った既存研究は多数存在しているので、興味のある読者は別途参照されたい。また、喫煙も Cd の大きな暴露経路として知られているが、自発的な行為であり、他の様々な化学物質も併せて高濃度で暴露するという性質があるため Cd の影響のみを取り上げて論じることが難しい。そこで、喫煙は独立した評価を行うことが適当であると考え、評価の対象外とした。

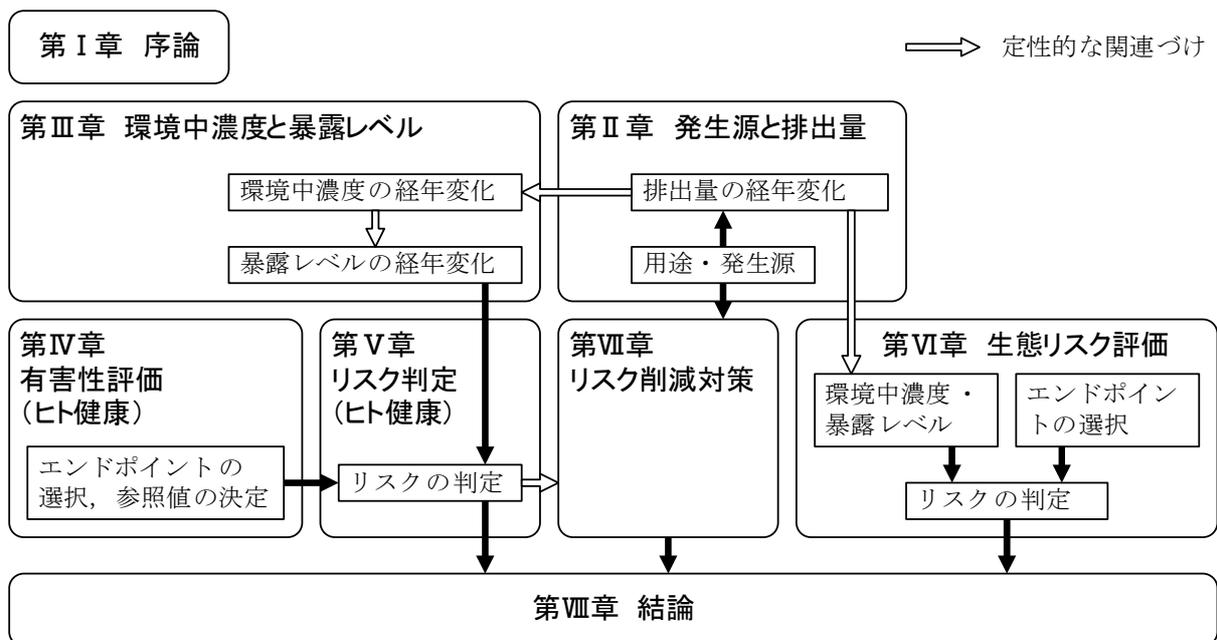
一方、Cd は、水生生物に対する毒性も比較的高いことが知られている。米国の、水生生物を対象にした環境基準値を例として見てみると、硬度 50 mg/L のとき 0.15 µg/L である (第 VI 章 2.5.1 項参

1 照). 日本には水生生物を対象にした基準値は Cd に関してはないが, 環境基準値は 0.01 mg/L (10  
 2 μg/L) である. それより低濃度の水域については Cd の影響が議論されることはほとんどないが, 「水  
 3 生生物を守る」ことを目標にした場合はリスクが懸念されるかもしれない. 本評価書では対象に水  
 4 生生物のみならず陸生生物なども含めたが, これらの生物への日本における Cd の生態リスクの現状  
 5 を明らかにし, 今後, 何をすべきかを示すことが, 本評価書の第 2 の目的である.

6 また, 将来的にリスクが増大する傾向にあるのかを見極め, 今後の対策をすべきかを考える時に  
 7 は, 現在摂取 (暴露) している Cd の起源を見極める発生源解析が不可欠である. かつて, 明らかに  
 8 Cd に起因する公害が引き起こされた地域においては, その Cd の起源は, 河川上流にある鉱山や,  
 9 Cd を含むばい煙を排出していた製錬所であった. しかし, 現在我々が日常的に摂取しているような  
 10 レベルの Cd が何に由来するのかは, 必ずしも明らかではない. 本評価書ではこの疑問に答える目的  
 11 で, 産業活動に伴う Cd の環境への排出量を, 現在はもちろん過去についても推算し, 環境排出量を  
 12 過去から現在までの累積量として整理することにより人為起源のうちの最大の発生源を特定する.  
 13 環境排出量の経年変化も示すことによって, 将来的なリスクの傾向を予測することができる. さらに,  
 14 現在, 実行が可能と考えられる対策を取った時に削減できる Cd 摂取量についても推算する. これ  
 15 が, 本評価書の第 3 の目的である.

16 図 1 に本評価書の構成とリスク評価の流れを示した. 第 II 章において発生源と排出量をまとめ,  
 17 第 III 章において環境中濃度と暴露レベルを, モニタリングデータを主体にまとめた. 第 IV 章, 第  
 18 V 章はヒト健康リスク評価, 第 VI 章は生態リスク評価について取り扱っている. さらに, 第 VII 章  
 19 でリスク削減対策について整理した.

20



21

22

23

図 1 本評価書の章構成とリスク評価の流れ

## 第 II 章 Cd の発生源と排出量

第 II 章では、産業活動による Cd の環境中への排出について、その発生源を記述し、また、その量を推定した。第 II 章で取り扱った産業活動は Cd 金属の生産過程（非鉄金属鉱山の採鉱および非鉄金属の製錬）、工業製品の製造および廃棄、下水汚泥、化石燃料の燃焼、肥料である。

まず、国内を流通する製品に含まれる Cd 量の経年変化について述べる。図 2 に示したように、用途としては、近年ではニッケル-カドミウム電池（Ni-Cd 電池）がそのほとんどを占めている。それ以外の用途への使用は 1960 年代後半をピークに激減している。この原因は環境規制によって代替品の導入が促進されたこと、これに加えてオイルショック時の不況による需要の減退のためという指摘もある（日本鉱業協会 1975）。今後については、Cd の主要な用途は Ni-Cd 電池に限定され、かつ第 II 章 5.2.2 項で述べたように Ni-Cd 電池の製造量自体は伸びるとは考えにくい。今後環境に排出される Cd は使用済み Ni-Cd 電池の廃棄に由来するものが主となると考えられる。なお、Ni-Cd 電池回収率は本章での推定結果を基に計算すれば、2005 年においても 10% 程度であり、1995 年前後から伸びは見られていない。

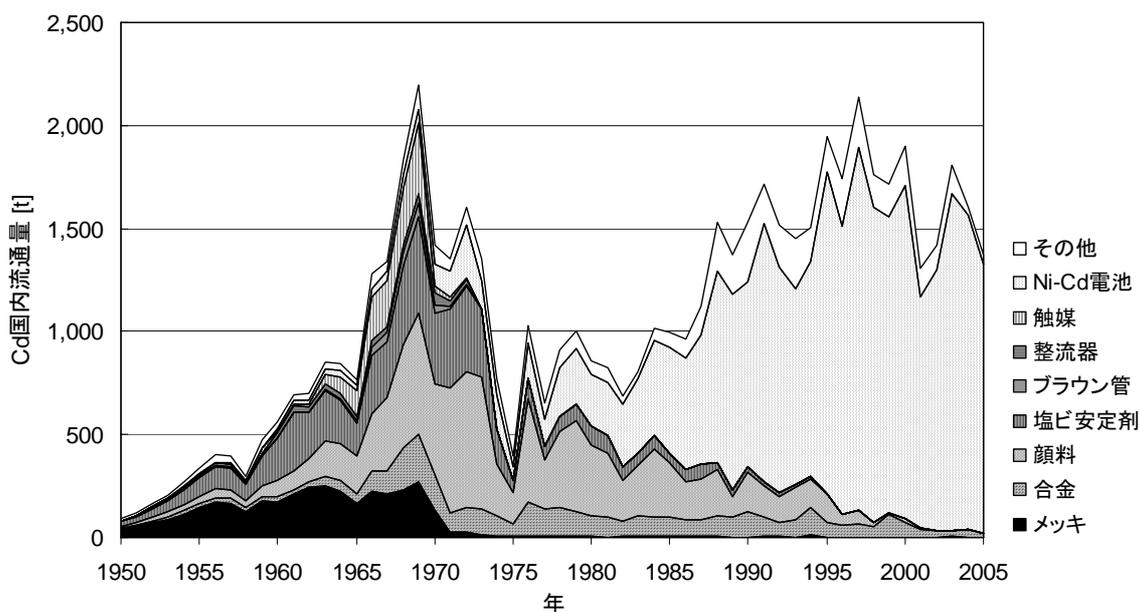
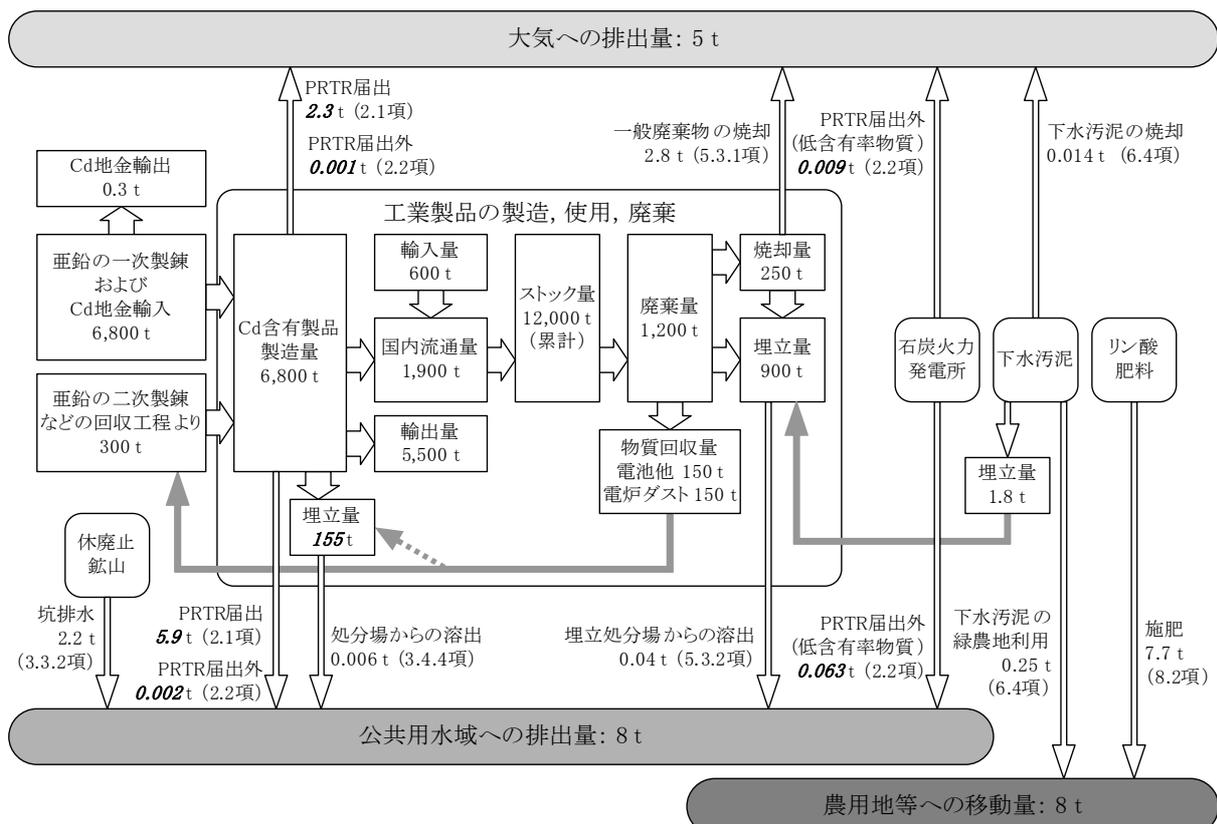


図 2 Cd 製品の国内流通量推定結果。（第 II 章 図 II.12 の数値を基に、電池については、生産金額に対する輸出／輸入金額の比（第 II 章 図 II.14）に基づいて輸出／輸入を割り振って輸出入量を求めたのち、輸入量を加え、輸出量を除いたもの）

図 3 に、近年（2000 年）における Cd の移動と環境中排出をまとめた。生産、輸入された Cd が製品に使用され、廃棄される過程での流れと排出を示し、休廃止鉱山、石炭火力発電、下水汚泥、リン酸肥料に関連する Cd のフローを示した。製品に使用された Cd については、その製造や廃棄の過程で環境中に排出される量は大気への排出量が約 5 t、公共用水域への排出量が約 6 t であり、Cd 含有製品製造量が約 6,800 t、製品の国内流通量が約 1,900 t であることに比べると小さい。大気への

1 排出量が最も大きい発生源は廃棄物の焼却であり、ついで非鉄金属製造業からの排出である（PRTR  
 2 届出排出量 2.3 tのうち、2.2 tが非鉄金属製造業からの排出。経済産業省・環境省 2003）。水系への  
 3 排出量が多いのは下水道業（PRTR 届出排出量 5.9 tのうち、4.4 tが下水道業からの排出。経済産  
 4 業省・環境省 2003），ついで休廃止鉱山から 2.2 tと推算された。土壌への排出については PRTR 届  
 5 出排出量ではゼロである。農用地への移動量は 7.7 tである。廃棄後、廃棄物処分場に埋め立てられ  
 6 る製品に含まれる Cd（焼却灰の形で埋立地に移動する Cd も含む）は、そのほとんどが環境中へ溶  
 7 出ししないと推察された。  
 8



9 注: 単位は全て t/year. 斜体の数値は 2001 年 PRTR データより. それ以外の数値は第 II 章で推定した 2000  
 10 年のもの.  
 11

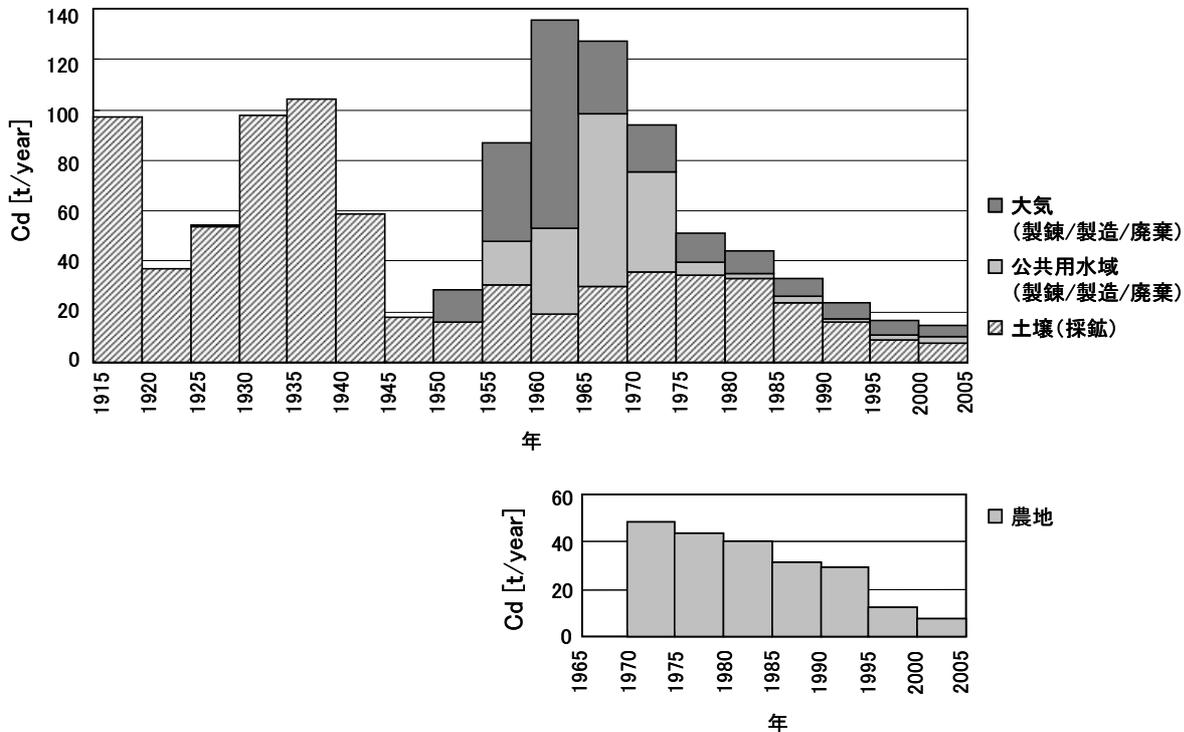
12 図 3 Cd の発生源とその環境中排出量

13  
 14 環境排出量の経年変化は、1915 年から推定した。結果を図 4 に示す。2000 年ごろの排出量は過去  
 15 と比べると小さいことがわかる。1915 年から 1955 年ごろでは、採鉱プロセスからの土壌への排出  
 16 が大きい。それ以外の環境排出量は計算していないが、亜鉛の製錬量もそれ以降と比べると大幅に  
 17 少なく、また、Cd の工業製品利用がほとんどなかったことを考えると、非鉄金属の製錬、工業製品  
 18 の製造、使用、廃棄に伴う大規模な排出があった可能性は低く、それらの量は無視しうるほど小さ  
 19 いと考えられる。1955 年ごろから 1975 年ごろにかけて製錬、製品製造、廃棄からの排出量が顕著  
 20 に大きい。その理由は、亜鉛や Cd などの生産量の増大に伴う非鉄金属製錬からの排出量の増大、  
 21 Cd を用いる工業製品生産プロセスからの排水量の増大、および工業製品への Cd の使用量の増大に

1 伴う廃棄物の焼却量の増大である。1990年代の公共用水域への排出は1970年代のそれに比べて激  
 2 減している。肥料由来のCdは、2000年ごろでは1970年ごろの約1/7となっている。

3 第II章で推定した産業活動からのCdの環境排出量を1915年から累積すると約1,300tである。  
 4 うち、約半量(720t)が非鉄金属の採鉱によるものである。

5



6 大気：1949年以前は排出量を推定していない。しかしながら、亜鉛の製錬量が少なく、また、Cdの工業  
 7 製品利用がほとんどなかったため、大きな誤差はないと考えられる。第II章5.3項では一般廃棄  
 8 物焼却における1950年代の排出量は計算していないが、この図には5.3項と同様の方法で計算し  
 9 た1950年代の値を掲載している。この年代の一般廃棄物焼却施設では排ガス処理が行われていな  
 10 いと仮定しているため、ここで示した値は実際より過大である可能性がある。

11 公共用水域：大気と同じ理由により1949年以前は排出量を推定していない。

12 土壌：採鉱プロセスからの排出としたため、土壌への排出と水域への排出が厳密には区分できない。

13 農地：1970年以前は推定していない。

14 15 図4 Cdの環境排出量の推定結果(排出先別)

16

17

### 18 第III章 環境中濃度と暴露レベル

19

20 一般環境中のCd濃度レベルは表1のようであった。また、Cdの環境中濃度に関する主な知見は  
 21 以下のとおりである。

22 ・一般環境における大気中Cd濃度は、現在、都市部で1~3 ng/m<sup>3</sup>であり、1970年代と比較すると  
 23 1/10程度の濃度になっている。

24 ・日本の河川のCd濃度は、1 μg/L以下である場合が大半である。

25 ・1980年ごろの日本の水田土壌におけるCd濃度は0.43±0.20 mg/kg-dryと報告されている。

1 ・日本の典型的な水田における土壌中の Cd の収支を整理した結果、インプットの総量は 5.1～8.3  
 2 g/ha/year, アウトプットの総量は 5.5 g/ha/year であり, Cd の土壌中賦存量の変化は-0.4～2.8  
 3 g/ha/year と推定された. これは賦存量 1,400 g/ha と比べると小さく, 現状の Cd 収支では水田土壌  
 4 中 Cd 濃度が大きく変化することはないと考えられる.

6 表 1 一般環境中の Cd 濃度の測定例

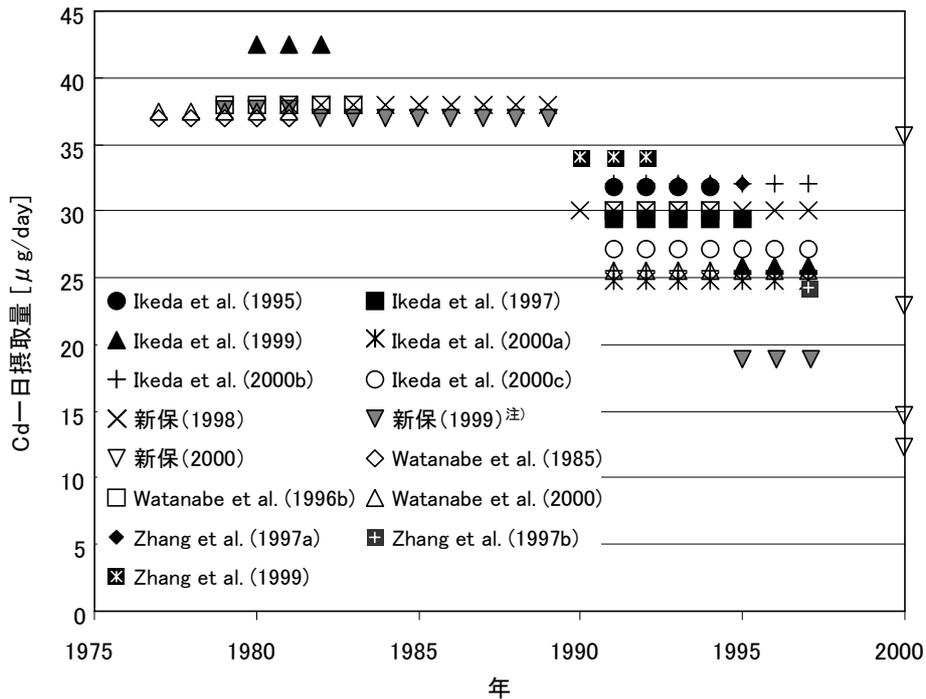
環境中濃度		備考	出典	
大気	5~40 ng/m <sup>3</sup>	都市域 (米国, 欧州, 日本)	Elinder (1985)	
	1~5 ng/m <sup>3</sup>	田園地域 (米国, 中欧, 日本)	Elinder (1985)	
	2.4 ng/m <sup>3</sup>	日本, 1996 年度. 東京・川崎・名古屋・大阪の平均	環境庁大気保全局大気規制課 (1997)	
河川水	全存在量	0.06 μg/L 0.02~0.1 μg/L 0.12 μg/L	日本 汚染されていない日本の河川 北陸地域 9 水系, 20 ケ所の平均. 範囲は 0.05~0.34 μg/L	松田 (1973) 北野 (1978) 伊藤&飯村 (1979)
	溶存態のみ	0.002~0.096 μg/L 0.11~1.8 μg/L	桂川 (相模川水系). 1.2.1 項参照. 淀川. 1.2.1 項参照.	Iwashita & Shimamura (2003) 海老瀬ら (2004)
地下水		0.005 μg/L	日本	含有量参考値再評価検討委員会 (2000)
海水		0.006~0.059 μg/L	日本. 表層海水. 内湾域	環境省地球環境局環境保全対策課 (2003)
底質		<0.03~1.1 mg/kg-dry	日本. 海底堆積物. 内湾域	環境省地球環境局環境保全対策課 (2003)
土壌		0.19 mg/kg-dry	日本. 都市域土壌	含有量参考値再評価検討委員会 (2000)
		0.43±0.20 mg/kg-dry	算術平均値±標準偏差. 日本. 水田土壌. 測定は分解法による	(財) 日本土壌協会 (1984)

7  
 8 Cdの暴露経路としては, 食品からの摂取がほとんどである (99%以上. 特定の汚染源がないよう  
 9 な一般の日本人の場合). 大気の吸入, 飲料水の摂取, 土壌の直接摂取による暴露は無視できる. 食  
 10 品中含有量に関する主な知見は以下のとおりである.

11 ・食品の中でも米に由来する摂取が約半分と大きい. 野菜類および魚介類がそれに続く.  
 12 ・米中 Cd 濃度のレベルは 1990 年代後半に行われた全国調査によれば, 幾何平均値で 0.04 mg/kg で  
 13 あった. ただし, 調査によりばらつきがあった. なお, 1980 年ごろまでは幾何平均値で 0.07 mg/kg  
 14 程度, 1985 年以降は 0.05 mg/kg 程度のレベルであった.

15 Cdの摂取量に関してまとめると, 以下のようになる.

16 ・女性の Cd 一日摂取量の経年変化を図 5 に示す. 1980 年代までは約 40 μg/day で推移していたが,  
 17 その後減少傾向が見られ, 2000 年では約 25 μg/day であった.  
 18 ・男性の場合は女性よりデータ数が少ないが, 女性の経年変化の傾向をふまえた推定では 2000 年で  
 19 約 30 μg/day であった.  
 20 ・男女とも 2000 年の Cd 一日摂取量を, 第 V 章においてリスク評価に用いるものとした (表 2).



注：新保（1999）のみ，測定された10地域の（幾何）平均値より幾何平均値を計算した．  
その他のデータについては文献に記されている幾何平均値．

図5 Cdの一日摂取量（幾何平均値）の経年変化：女性

日本人のCdの体内蓄積量，経年変化および個人差について整理した．ここでは，特段のCd汚染が認められていない地域に住む，主として50歳前後の年齢の人々の血中，尿中，腎臓中，肝臓中のCd濃度を取り上げた．得られた知見は以下のようなものである．

- 血中Cd濃度（幾何平均値）については男女でそれぞれ1.25~3.05 μg/L，1.89~2.52 μg/Lの範囲にあった．尿中Cd濃度（幾何平均値）については男女でそれぞれ0.34~2.65 μg/g cr.，0.77~4.61 μg/g cr.の範囲にあった．
- 腎皮質中Cd濃度については52~132 μg/g-wetの範囲，肝臓中Cd濃度については1.5~18 μg/g-wetの範囲であった（報告年が1970~1990年の，50歳前後を対象とした測定．幾何平均値．男女を区別していない）．
- 上記の値のうち，尿中Cd濃度については2.65 μg/g cr.（女性），1.61 μg/g cr.（男性）を代表的な値とみなして，第V章においてリスク評価に用いるものとした（表2）．
- 腎皮質中Cd濃度については本評価書におけるリスク評価には用いないが，既往の有害性評価／リスク評価で暴露指標として取り上げられており，リスク判定も行われている重要な指標であるため，日本人の平均的な濃度レベルを求めておく必要がある．データは限られているものの，暫定的に求められた値としては男性57.6 μg/g-wet，女性71.4 μg/g-wet（1990年代）であった．
- 集団の暴露量の分布については，集団の幾何平均値，および個人差の大きさ（幾何標準偏差）を用いて表現するものとした．個人差の大きさについては，集団を日本全国とすると，長期平均摂

1 取量の幾何平均値として 1.6, 尿中 Cd 濃度の幾何平均値として 1.94 と推定され (表 2), これを  
2 第 V 章においてリスク評価に用いるものとした.

3  
4 表 2 リスク評価に用いる暴露レベル (幾何平均値, および全国における個人差)

暴露レベルの指標	幾何平均値	個人差 (幾何標準偏差)
長期平均摂取量	男女とも : 0.5 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ (男性 30 $\mu\text{g}/\text{day}$ , 女性 25 $\mu\text{g}/\text{day}$ に相当)	1.6
尿中 Cd 濃度	男性 : 1.61 $\mu\text{g}/\text{g cr.}$ , 女性 : 2.65 $\mu\text{g}/\text{g cr.}$	1.94

5  
6 最後に, 日本人の Cd の摂取量, 体内蓄積量を諸外国と比較し, 以下の知見を得た.

- 7 ・日本人の Cd 一日摂取量は世界的な平均レベルよりは高いといえる.  
8 ・日本人の血中 Cd 濃度は, スウェーデンの約 8 倍, 尿中濃度では, スウェーデンの 10 倍, 米国の  
9 5 倍程度であった. 臓器中 Cd 濃度に関して, 日本においては, スウェーデンの 5 倍, 米国の 3 倍  
10 程度であった.

#### 11 12 13 第 IV 章 ヒト健康に関する有害性評価

14  
15 第 IV 章では, Cd 暴露によるヒト健康影響に関する参照値 (尿中 Cd 濃度ベース) を決定するとと  
16 もに, 摂取量と尿中 Cd 濃度とを関連づける方法について述べた.

17 まず, Cd 暴露により懸念される有害性の機序やエンドポイントなどに関する概要を既往の有害性  
18 評価/リスク評価から整理した結果より, 本評価書で採用する有害性のエンドポイントを尿細管障  
19 害とした. このエンドポイントは, ほぼ世界的に合意があるといえる. この有害性発現のメカニズ  
20 ムの概要についてまとめた. さらに, このエンドポイントおよび発がん性評価の概要も含めて, 国  
21 際機関や各国で発行されている既存の有害性評価書の内容を要約した.

22 次に, 追加的なメタ解析を行い, 尿中 Cd 濃度の耐容レベル (集団での幾何平均値) の参照値を新  
23 たらに得た. リスク判定には, 新たに得られた参照値のうち, 50 代の人のものを用いることにした (表  
24 3).

25 対象の年代を 50 代とした理由は, 第 V 章において, リスクの判定を 50 歳前後の暴露レベルで行  
26 うためである. 尿中濃度や体内濃度は 50 歳程度においてピークを示すことが知られており, 既往の  
27 有害性評価/リスク評価においても 50 歳を評価対象年齢として耐容摂取量を算出している記述がし  
28 ばしば見られる. この参照値は, その導出において年齢と性別を明示的に考慮しているという点で,  
29 既往の評価の結果から得られたものよりも理にかなっている.

30 既往の評価における参照値は, あまり明示的ではないものの, 個人の暴露レベルがそれを超える  
31 べきではないという値と解釈できる. 一方, メタ解析により導出された参照値は, 尿細管障害の罹

1 患率をバックグラウンドに比べて有意に上昇させない上限値として定義された。罹患率はその集団  
 2 内の Cd 摂取量の個人差の大きさにも依存するので、日本全体を 1 つの集団としてリスクを判定する  
 3 場合（「全国」の参照値と記述する）、およびある特定の地域（都市より狭い範囲）の集団を対象と  
 4 した場合（「地域」の参照値と記述する）で別々に参照値を設定した。

5  
 6 表3 リスク判定（経口暴露の尿細管障害がエンドポイント）のための尿中 Cd 濃度の参照値

暴露指標	対象 <sup>1)</sup>		参照値 <sup>2)</sup>		出典
尿中 Cd 濃度	男性	全国 地域	2.1 $\mu\text{g/g cr.}$ 3.4 $\mu\text{g/g cr.}$	集団の尿細管障害罹患率が バックグラウンドに比べて 有意 <sup>3)</sup> に上昇しない上限値	メタ解析:Gamo et al. (2006)
	女性	全国 地域	2.8 $\mu\text{g/g cr.}$ 4.6 $\mu\text{g/g cr.}$		

7 1) 「全国」：日本全体を 1 つの集団としてリスクを判定する場合。「地域」：リスクを判定する対象が都  
 8 市より狭い範囲の地域に居住している集団であることを想定した場合。

9 2) 50 代の集団における値。

10 3) 500 人程度の大きさを想定。片側  $p$  値  $< 0.05$ 。

11  
 12 吸入暴露による発がんリスクは、評価するためのユニットリスクが十分信頼できるものとは思わ  
 13 れなかったため、定量的な評価を行わないことにした。

14 また、リスク削減対策の評価のためには、摂取量の削減によって、体内 Cd 濃度や尿中 Cd 濃度が  
 15 どの程度減少するかを知る必要がある。そのためには、摂取量と体内濃度とを定量的に関連づける  
 16 必要がある。ここでは、累積摂取量と尿中 Cd 濃度とを関連づけるための換算係数を求めた。まず、  
 17 体内負荷量の排泄が体内負荷量に比例して生じるという、いわゆる一次反応を仮定した上で、体内  
 18 負荷量の排泄を考慮した累積摂取量（修正累積摂取量）を定義した。ここで、半減期は 20 年とした。  
 19 次に、50 代の集団について Cd 一日摂取量（非汚染地域の幾何平均値としての値）の経年変化から  
 20 計算した修正累積摂取量と、その集団の尿中 Cd 濃度とを対応させ、比を取った（この比のことを換  
 21 算係数  $f$  と呼ぶ）。50 代の女性の  $f$  は 8.56 ( $\mu\text{g/g cr.}$ ) per g と計算された。この結果を用いて、たと  
 22 えば 2000 年に 50 代である非汚染地域に住む女性の場合、尿中 Cd 濃度は 2.78  $\mu\text{g/g cr.}$  と計算するこ  
 23 とができた。さらに、 $f$  を用いて、いくつかの Cd 摂取量のシナリオにおける尿中 Cd 濃度を計算し  
 24 た。

## 27 第 V 章 ヒト健康に関するリスク判定

### 29 (1) リスク判定の式

30 経口暴露による腎障害のリスクの判定は、尿中 Cd 濃度について、現実の暴露状況における値を  
 31 参照値と比較することによって行なう。

32 リスクの指標としては、暴露指標の値と参照値の比、すなわちハザード比（次式）を用いる。こ  
 33 の値が 1 を下回るならばリスクの懸念がないと判断され、1 を上回るならばリスクの懸念があると

1 判断される。

2 
$$\text{ハザード比} = \frac{\text{尿中Cd濃度}}{\text{参照値}}$$

3 用いる参照値は、表3に示したものである。これは、集団の尿中 Cd 濃度の幾何平均値がそれを超  
4 えなければ、腎障害の罹患率が有意に増加しないという値である。したがって、「リスクの懸念あり」  
5 という判定は、十分に大きな規模の疫学調査（サンプル数 500. 第 IV 章 4.1.2 項）を行えば、腎障  
6 害の罹患率の有意な上昇が観察されると推定されることを意味する。

7 (2) 現状の 50 代のリスク

8 現状（2000 年）の 50 代については、第 III 章で整理した、疫学調査により得られた 50 代の集団  
9 における尿中 Cd 濃度を用いてリスク評価を行う。また、日本全体を 1 つの集団としてリスクを判  
10 定する場合（「全国」）とリスクを判定する対象を都市より狭い地域の集団とした場合（「地域」）に  
11 分けて評価する。

12 結果を表 4 に示す。表 4 における「全国」（Cd 一日摂取量にばらつきがあることを想定した集団）  
13 の場合、平均的にはハザード比は男女とも 1 を下回っており、リスクの懸念はないと判断される。  
14 一方、「地域」（Cd 一日摂取量にばらつきがない集団）の場合に、Cd 一日摂取量が平均レベルにあ  
15 る地域においては、ハザード比は男女とも 1 を下回っておりリスクの懸念はないが、Cd 一日摂取量  
16 が 95%上限に相当する地域については、ハザード比が 1.0（男性）もしくは 1.3（女性）と算出され  
17 リスクの懸念があるレベルであると判断できる。

18

19 表 4 推定されたハザード比（現状の 50 代）

性別	男性			女性			
	集団	全国	地域		全国	地域	
			平均的な レベル	95%上限 に相当		平均的な レベル	95%上限 に相当
尿中 Cd 濃度 [ $\mu\text{g/g cr.}$ ] A	1.61 <sup>2)</sup>	1.61 <sup>3)</sup>	3.49 <sup>4)</sup>	2.65 <sup>2)</sup>	2.65 <sup>3)</sup>	5.74 <sup>4)</sup>	
参照値 <sup>1)</sup> [ $\mu\text{g/g cr.}$ ] B	2.1	3.4		2.8	4.6		
ハザード比 A/B	0.77	0.47	1.03	0.95	0.58	1.25	

20 1) 50 代の集団における腎障害の罹患率の有意な上昇が見られない上限の尿中 Cd 濃度。第 IV 章 4.1.3  
21 項参照。

22 2) 尿中 Cd 濃度の全国での平均的な値（幾何平均値）。

23 3) Cd 摂取量が平均レベルにある地域の尿中 Cd 濃度の幾何平均値。

24 4) 摂取量の高い（95%上限に相当する）地域の尿中 Cd 濃度の幾何平均値。

25

26 (3) Cd 一日摂取量に基づくリスク判定

27 次に、Cd 摂取量に関するシナリオをいくつか設定し、それぞれの集団のリスクの判定を行う。評  
28 価したシナリオは次のとおりである。

29 ・シナリオ（1） 2000 年における摂取レベルが生涯継続した場合：2000 年における摂取レベルは、  
30  $0.5 \mu\text{g/kg/day}$ （男性： $30 \mu\text{g/day}$ 、女性： $25 \mu\text{g/day}$ ）とした。日本全体としての

- 1 リスクレベルを判定する目的で、対象の集団は「全国」とする。
- 2 ・シナリオ（2） PTWI 相当の摂取レベルが生涯継続した場合：WHO（2004）において示されて
- 3 いる PTWI（provisional tolerable weekly intake：暫定耐容週間摂取量：7  $\mu\text{g}/\text{kg}/$
- 4 week（=1  $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ ）に相当する摂取（男性：60  $\mu\text{g}/\text{day}$ ，女性 50  $\mu\text{g}/\text{day}$ ）が
- 5 継続した場合の評価。高い摂取量となる地域を想定し、「地域」における参照値
- 6 と比較する。
- 7 ・シナリオ（3） 精米中 Cd 濃度 0.4 mg/kg の米の摂取を生涯継続する場合：コーデックスで決定
- 8 された基準値と同等の濃度の米を生涯食べ続ける集団。ある特定の田から生産
- 9 された米を食するような狭い範囲の集団を想定することから、「地域」における
- 10 参照値と比較する。

11 シナリオ（3）は、コーデックスにおける米の濃度基準値（精米として 0.4 mg/kg）が設定された

12 ことに関連し、ある濃度の米を生涯食べ続ける集団のリスクを判定する目的で設定したものである。

13 コーデックスでは他の食品に関する Cd 濃度の基準値も決定されているが、我が国では米は単独の

14 食品として Cd 摂取の寄与が大きいことから、ここで特に取り上げることにした。なお、「ある濃度

15 の米を生涯食べ続ける集団」として、自家用に米を生産する農家を取り上げることにした。農家は、

16 ある特定の田から生産された米のみを継続して食べ続けることがありうるためである。

17

18 表5 Cd 摂取量から計算したハザード比（50 代の集団における判定）

シナリオ	シナリオ（1）： 2000年の摂取レベル が生涯継続		シナリオ（2）： PTWI 相当の摂取レ ベルが生涯継続		シナリオ（3）： 精米中 Cd 濃度 0.4 mg/kg の米の摂取を 生涯継続	
	全国		地域		地域	
集団						
性別	男性	女性	男性	女性	男性	女性
設定した Cd 一日摂取量 <sup>1)</sup> [ $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ ]	0.5	0.5	1	1	1.83	1.61
修正累積摂取量から 換算した尿中 Cd 濃度 A [ $\mu\text{g}/\text{g cr.}$ ]	0.7	1.98	1.4	3.96	2.6	6.4
参照値 <sup>2)</sup> [ $\mu\text{g}/\text{g cr.}$ ] B	2.1	2.8	3.4	4.6	3.4	4.6
ハザード比 A/B	0.33	0.71	0.41	0.86	0.75	1.39

19 1) この量の Cd を継続して摂取すると仮定。

20 2) 50 代の集団における腎障害の罹患率の有意な上昇が見られない上限の尿中 Cd 濃度。第 IV 章 4.1.3

21 項参照。

22

23 シナリオ（1）、シナリオ（2）について、ハザード比の推定結果を表5に示す。シナリオ（1）

24 では、将来のリスクを表しているが、男女ともハザード比が1を下回っており、リスクの懸念はな

25 いと判断できる。また、シナリオ（2）は PTWI 相当の摂取レベルであるが、ハザード比は1未満

26 である。

27 シナリオ（3）は、Cd 濃度が 0.4 mg/kg の米（精米）を生涯食べ続けると、女性でハザード比が

1 1 を超過する、すなわち、集団においてリスクの懸念があると判断されることを示している。  
2 なお、これまで示した方法を用いて、参照値（「地域」）に対応する（言い換えればハザード比が  
3 1 となる）Cd 一日摂取量を求めると、男性 2.43  $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 、女性 1.16  $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$  と計算される。また、  
4 これに対応する精米中 Cd 濃度を以下のように計算した。ここでは女性についてのみ示す。まず、  
5 ハザード比が 1 となるのは、女性の Cd 一日摂取量が 1.16  $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$  のときであった。この Cd 一日  
6 摂取量を精米とそれ以外の食品の寄与に割り振った。精米以外の食品由来の Cd 一日摂取量につい  
7 ては全国平均と同じ 0.3  $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$  と仮定すると、差分の 0.86  $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$  が精米由来となる。「米」の  
8 一日摂取量として農家における量を仮定すると、精米中 Cd 濃度は 0.26  $\text{mg}/\text{kg}$  と計算された。すな  
9 わち精米中 Cd 濃度の長期平均値が 0.26  $\text{mg}/\text{kg}$  を超えるような地域では、その地域内で生産された  
10 米のみを生涯継続して食した場合、その地域に居住する女性の集団において十分に大きな規模の疫  
11 学調査を実施するならば、腎障害の罹患率の上昇が統計的に有意に観察されると推定されることを意  
12 味する。

13 では、このことは、流通管理のレベルを 0.26  $\text{mg}/\text{kg}$  にすべきことを意味するのだろうか？この疑  
14 問に答えるため、以下に、現行の流通管理基準：0.36  $\text{mg}/\text{kg}$  と摂取する米中 Cd 濃度の長期平均値と  
15 しての参照値：0.26  $\text{mg}/\text{kg}$  との関係を考察する。そのために、最も極端な例である、同じほ場（た  
16 とえば、田 1 枚）から取れる米を生涯食べ続ける農家女性の摂取量の長期平均値について、同一ほ  
17 場で産出される米の Cd 濃度の年次変動をふまえて試算した。この結果、現行の管理基準（0.36  $\text{mg}/\text{kg}$   
18 以上の米の流通を制限）のままでも精米中濃度の長期平均値が 0.26  $\text{mg}/\text{kg}$  以下となるよう管理する  
19 には問題ないと判断された。すなわちこの管理基準によって、「同じほ場からの米のみを平均より  
20 多く食べ続ける農家女性」の集団という、そこでの米中 Cd 濃度によっては最もリスクが高くなり  
21 やすい集団においてすら腎障害の罹患率の上昇が統計的に有意に観察されるようなリスクレベルには  
22 到達しないよう管理されていると考えられる。

23 なお、0.36  $\text{mg}/\text{kg}$  以上の米を一度産出した水田においては、翌年以降も米の作付けを行い、経年  
24 的な濃度調査を行って、食される米について長期算術平均値が 0.26  $\text{mg}/\text{kg}$  を超過しないかを見極め  
25 ればよいと考えられる。これは、繰返しになるが、米中 Cd 濃度の年次変動が大きいためである。  
26 0.36  $\text{mg}/\text{kg}$  を頻繁に超えるようなら、長期算術平均値が 0.26  $\text{mg}/\text{kg}$  を超える可能性が高い。

## 29 第 VI 章 生態リスク評価

31 生態リスク評価の目的は、水生生物、鳥類、陸上哺乳類の地域個体群（ある限られた範囲の空間  
32 に生息している同じ種の個体の集まり）に対するリスクを評価することとした。生物保全の目標を  
33 「特に感受性の高い生物個体の保護」ではなく、「個体群レベルでの存続への影響の防止」に置くこ  
34 とは、水生生物の保全に係る水質環境基準の設定に関する中央環境審議会の答申の別添資料（中央  
35 環境審議会水環境部会水生生物保全環境基準専門委員会 2003）でも示されていることなどから、

1 我が国においてもそれがコンセンサスを得つつあると考えられる。本評価の目的を遂行するために、  
2 7つの評価エンドポイントを選定し、図6のような流れで評価を行った。

3 評価エンドポイント①、⑥、⑦は、それぞれ水生生物、鳥類、哺乳類の「生存、繁殖、成長、発  
4 生」とした。一般的に、個体群の動態（個体数の増減）は、個体群の中の各個体の生存と繁殖によ  
5 って支配される。個体の成長の遅延や発生の異常は、生存や繁殖に悪影響を与える場合がある。し  
6 たがって、ある個体群の中で感受性の高い生物個体の生存と繁殖に加えて、成長と発生成にまったく  
7 影響がなければ、その個体群への影響は無視できると考えることは妥当であると思われる。ただし、  
8 生存、繁殖、成長、発生成に僅かな影響があっても、それが必ず個体群レベルでの影響につながると  
9 は限らない。

10 評価エンドポイント②で用いる種の感受性分布法は、米国、カナダ、EU などにおいて、環境基準  
11 を設定する際や生態リスク評価に用いられている (Posthuma *et al.* 2002)。評価エンドポイント③は、  
12 日本の多くの水域に分布するイワナ、オイカワ、ウグイ、ニゴイの地域個体群の存続可能性とし、  
13 個体群増加率 ( $r_i$ ) で判定した。評価エンドポイント④、⑤は、魚類、底生動物の実際の Cd 汚染地  
14 域での生息状況とした。

15 暴露評価では、実測値の最大値、平均値、平均値の95%信頼上限値を汚染地点毎、年度毎に求め  
16 た。Cd に対しては、人の健康の保護に関する環境基準が設定されているため、全国の公共用水域に  
17 においてモニタリングが行われている。1994年度から2003年度までの10年間で2回以上検出された  
18 地点を評価の対象とした。それらは淡水域で109地点、海水域で3地点であった（モニタリング地  
19 点数は、毎年約4,500~5,000）。最大値は、1995年に迫川中流の久保橋で記録された64  $\mu\text{g/L}$  であっ  
20 た。

21 評価エンドポイント①の観点では、暴露マージン (MOE) が判断基準の10を上回れば、リスクは  
22 懸念レベルにないと判断される。評価対象とした地点の中で MOE が最も大きかった地点は、七戸川  
23 の立石沢であった。各栄養段階で最も感受性の高い生物種を考慮した場合、七戸川の立石沢でも動  
24 物プランクトン、魚類、マクロベントスについては、MOE は10を下回った。比較的感受性の低い  
25 植物プランクトンについても、暴露濃度にモニタリングデータの最大値を用いた場合には、MOE が  
26 10を下回る年度が存在した。すなわち、淡水域で対象とした109地点の全てにおいて、動物プラン  
27 クトン、魚類、マクロベントスに対して MOE が10を下回り、暴露濃度にモニタリングデータの最  
28 大値を用いた場合には、植物プランクトンに対しても10を下回ったので、水生生物に対してさらに  
29 詳細な評価（他の評価エンドポイント②~⑤の評価）が必要であると判断した。

30

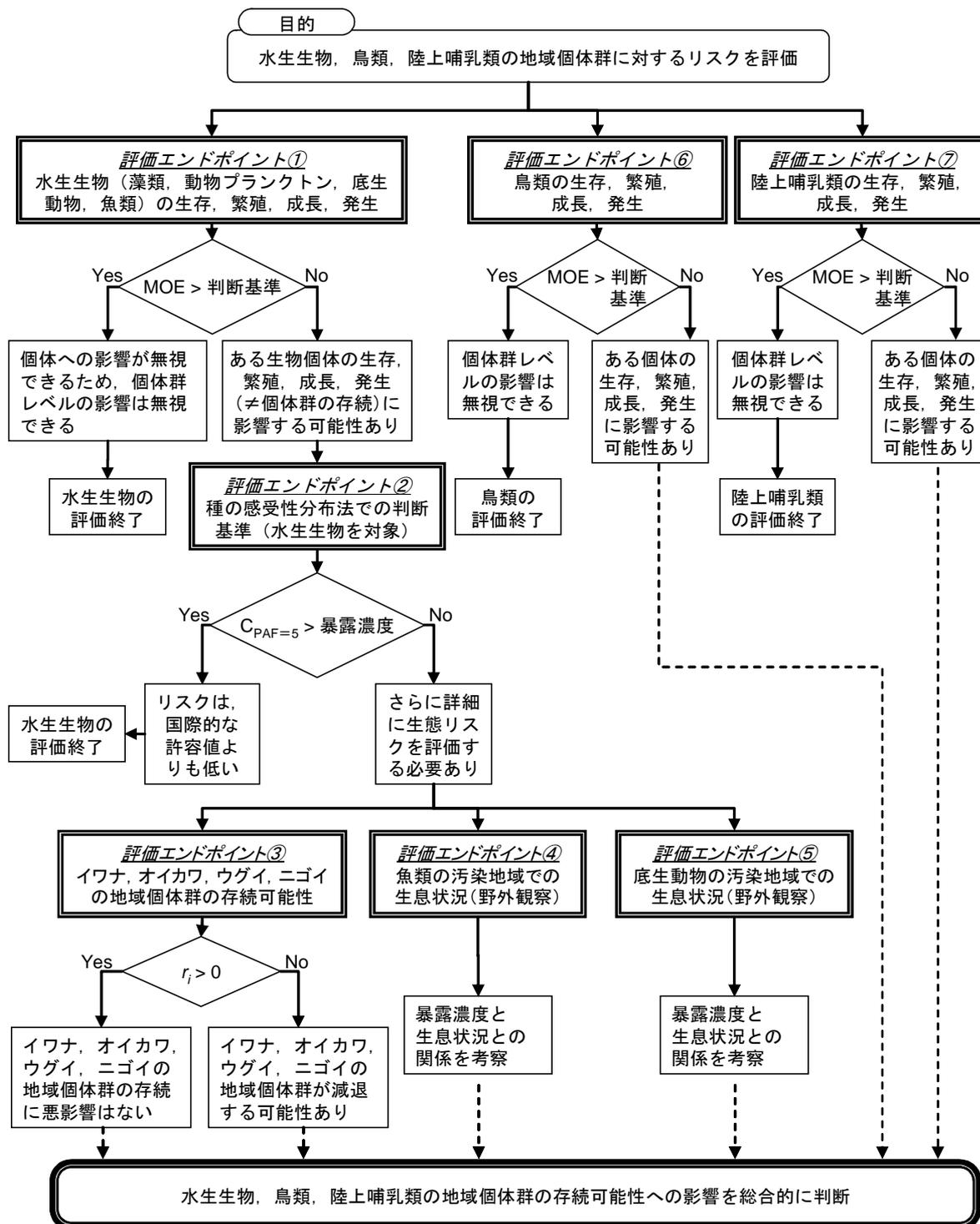


図6 生態リスク評価の流れ（各評価エンドポイント間の関係）

1  
2  
3  
4  
5 評価エンドポイント②の評価では、通常、種の感受性分布を用いる評価での判断基準としては、  
6 95%の種に影響がないこと（Stephan *et al.* 1985）、あるいは、90%以上の時間で90%の種に影響がな  
7 いこと（言い換えれば、10%の種に影響がある確率が10%未満であること；Solomon *et al.* 1996）が  
8 用いられる。前者の判断基準については、淡水域ではCdが検出されたほとんどの地点において、年

1 間平均 Cd 濃度は 95%の種に影響がない濃度 ( $C_{PAF=5}$ ) を上回っていた。海水域については、Cd が  
2 検出された全ての地点で年間平均 Cd 濃度は  $C_{PAF=5}$  を下回っていた。後者の判断基準については、10%  
3 以下の種が影響を受ける濃度の出現確率は、迫川の久保橋で 0.95～約 1、迫川の豊後橋で 0.63～0.94、  
4 郷谷川の主谷川合流点下流で 0.94～約 1、佐須川の金田小学校前および椎根川の鬼ヶさい沢下流で約  
5 1 であった。以上、2つの判断基準に対する評価結果より、淡水域については、従来から用いられて  
6 きた判断基準と比較してリスクは高いと言えることから、水生生物に対してさらに詳細な評価（評  
7 価エンドポイント③～⑤）が必要であると判断した。海水域についてはリスクが許容範囲内にある  
8 と判断した。

9 評価エンドポイント③の評価では、多くの地点で Cd 濃度の観測値が、イワナ、オイカワ、ウグイ、  
10 ニゴイの個体群の増加率  $r_i$  が 0 となる濃度を超えていた。それらの地点では、イワナ、オイカワ、  
11 ウグイ、ニゴイが生息していれば、あるいは生息可能な自然環境であるにも関わらず生息していな  
12 ければ、Cd がそれらの個体群の存続に悪影響を与えている可能性を否定できないと判断した。さら  
13 に、本評価では把握していない河川の中にも、Cd が魚類の個体群存続に悪影響を及ぼしている地域  
14 が存在している可能性も十分にあると判断した。

15 評価エンドポイント④の評価では、全国でも最高レベルの Cd 濃度が観測されている鉛川や二迫川  
16 の高濃度汚染地域と非汚染地域を比較した。ただし、これらの水域では硬度も高いので、平均的な  
17 硬度で同程度の Cd 濃度の水域と比較すると、Cd の毒性は低くなっていると考えられる。高濃度汚  
18 染地域と非汚染地域を比較した結果、重金属が魚類の種数および個体数に影響を与えているという  
19 証拠は得られなかった。鉛川や二迫川では、主な汚染要因は鉱山地質由来であるため重金属汚染の  
20 歴史は非常に長いと考えられること、周辺の非汚染地域と同程度の種数が確認されたことを考え合  
21 わせると、これらの地域の魚類個体群の存続に Cd が悪影響を及ぼしている可能性は低いと推察され  
22 た。ただし、野外調査では様々な要因に結果が影響されるので、確定的な結論を導くためには、さ  
23 らに長期間の調査も実施して判断することが必要であると考えられた。

24 評価エンドポイント⑤の評価では、全国でも最高レベルの Cd 濃度が観測されている迫川、佐須川、  
25 梯川のデータが得られた。3つの河川で共通していることは、重金属濃度が高くなると出現種数、個  
26 体数が減少する傾向があることであった。ただし、3つの河川では、いずれも複数の重金属で汚染さ  
27 れているため、どの重金属がどの程度の影響を及ぼしているのかは明確ではなかった。

28 評価エンドポイント⑥の評価では、種毎の検体数は少ないながらも 21 種の鳥類に対する暴露濃度  
29 のデータが得られた。データが得られた中で最も高暴露だったのは、愛媛県松山市で採取されたウ  
30 ミネコであり、その腎臓中濃度は 65.0 mg/kg-wet であった。多くの検体の腎臓中濃度は、数百  
31  $\mu\text{g/kg-wet}$ ～数十 mg/kg-wet の範囲に入った。一方、生存と繁殖をエンドポイントとした鳥類に対す  
32 る無毒性量は腎臓中濃度で 54 mg/kg-wet であると判断した。暴露濃度に腎臓中 Cd 濃度の平均値を  
33 用いると、MOE が 1 未満となったのが 0 種、1～10 となったのが 7 種、10～100 となったのが 14 種、  
34 100 以上となったのが 7 種であった（同じ種でも異なる地域で採取された鳥類試料を別々に数えてい  
35 るので、合計が 21 種を超えている）。種差をどのように考慮するかによって判断が分かれるが、仮

1 に一般的に種差として用いられる 1~10 を適用すると、いくつかの種において MOE の大きさは十分  
2 ではなかった。ただし、鳥類の Cd 濃度の代表性、感受性の種差、個体への影響と個体群動態への影  
3 響との関係、暴露経路（自然起源か人為由来か）などにおいて不確実性が高いことから、それらを  
4 詳細に調べることによって、より現実的なリスクを評価できる可能性があると判断した。したがっ  
5 て、それらについて調査し追加情報を得た上で再評価を実施することが望ましいと考えられた。

6 評価エンドポイント⑦の評価では、陸上哺乳類に対する無毒性量を、暫定的に腎臓中濃度で 30  
7 mg/kg-wet と判断した。ただし、これは腎臓に対する組織病理学的な影響に基づいたものである。個  
8 体群動態に直接関係しているエンドポイント（生存、繁殖、成長、発生）については、30 mg/kg-wet  
9 よりも高い濃度で影響が現れると考えられるが、情報は得られなかった。したがって、これらを考  
10 慮に入れて、MOE が 1 を超えていればリスクは懸念レベルにはないと判断することとした。暴露濃  
11 度の実測値の最大値を用いると、MOE は、ホンシュウジカで 3.8、ツキノワグマで 1.5 であった。こ  
12 れらに対しては、リスクは懸念レベルにはないと判断できるが、検体数が少ないことから、暴露量  
13 の代表性に関しての不確実性が残る。したがって、調査数を増やした上で最終的な判断を下すこと  
14 が望ましいと考えられた。一方、ニホンザルについては 2 個体の暴露データが得られた。MOE は 0.4  
15 および 1.1 であり、片方の個体については十分な大きさではなかった。ただし、検体数が少ないこと  
16 に起因する暴露量の代表性、腎臓に対する組織病理学的な影響と個体群動態への影響との関連性、  
17 暴露経路（自然起源か人為由来か）などにおいて不確実性が高い。したがって、それらを詳細に調  
18 べることによって、より現実的なリスクを評価できる可能性があるため、それらについて追加情報  
19 を得た上で再評価を実施することが望ましいと考えられた。

20 以上の解析結果を総合的に判断すると、水生生物に対しては、イワナ、オイカワ、ウグイ、ニゴ  
21 イといった魚類個体群の存続に対して、Cd が悪影響を及ぼしている可能性を否定できない水域が存  
22 在した。ただし、それらの水域は休廃止鉱山周辺の河川に多く、汚染源が人為起源か自然由来かは  
23 適切に判断する必要があると考えられた。

24 底生動物群集については、Cd を含む重金属への暴露によって種数が減少する可能性が示唆された。  
25 ただし、種数の減少が確認されているのは、休廃止鉱山周辺の河川だけであり、汚染源が人為起源  
26 か自然由来かは適切に判断する必要があると考えられた。

27 鳥類については、Cd が一部の個体の繁殖に悪影響を及ぼしている可能性が示唆された。ただし、  
28 鳥類の検体数が少なく、影響が空間的にどの程度まで及んでいるかは把握できなかった。また、鳥  
29 類の暴露が自然起源の Cd によるものか、人為起源の Cd によるものかを判断するための情報は得ら  
30 れなかった。さらに、個体の繁殖への影響が、その種の個体群動態にどの程度影響するかも不明で  
31 あった。

32 陸上哺乳類に対しては、ホンシュウジカ、ツキノワグマについては情報が得られた範囲ではリス  
33 クは懸念レベルにないと判断できた。ニホンザルについては、リスクが問題となるレベルにある可  
34 能性が示唆された。ただし、いずれについても暴露と毒性影響に関する情報が少ないため、より適  
35 切に判断するために、それらの情報の収集が望まれる。

1 公共用水域に対する Cd の発生源については、PRTR 情報などによると、休廃止鉱山、金属鉱業（休  
2 廃止鉱山の一部分が含まれる）、金属製品製造業、電気機械器具製造業、非鉄金属製造業、一般廃棄物  
3 焼却施設、一般廃棄物最終処分場、産業廃棄物処分業、下水処理施設であった。このうち、魚類の  
4 地域個体群の存続可能性に悪影響が及んでいる可能性が否定できない水域における考えられる発生  
5 源には、休廃止鉱山、金属鉱業（休廃止鉱山の一部分）、電気機械器具製造業、非鉄金属製造業があっ  
6 た。ただし、休廃止鉱山の周囲の水域では、自然起源の汚染も起こりうるので、それを適切に区別  
7 する必要がある。また、同じ業種でも、ある事業所の下流でのリスクは懸念レベルを超えるが、別  
8 の事業所の下流でのリスクは無視できるレベルであったケースもあるので、業種ごとではなく事  
9 業所ごとに排出状況を把握する必要があると考えられた。

10 汚染地域が限られており、それぞれの地域に生息している生物の種類、護岸、河床、構造物の有  
11 無などの物理的な環境も異なるので、日本全体で一律のリスク削減対策をとることは資源やエネル  
12 ギー消費の観点からマイナス面がある（資源やエネルギーを消費したにも関わらず生物が回復しな  
13 い地域を生む可能性がある）と考えられた。ただし、個別の汚染地域ごとにみると、対策をとるこ  
14 とが有効なケースが存在する可能性はある。リスク削減対策を立案する場合、特に対策の規模が大  
15 きい場合などには、以下の点を検討する必要があると思われる。

- 16 ・対策によって、どの生物種に対するリスクが、どの程度緩和されると期待できるか。
- 17 ・回復が期待される生物の種類と個体数に比較して、対策コストは見合ったものか。
- 18 ・対策の効果をどのように確認するか。
- 19 ・Cd 以外のストレス要因の影響はどうか（生息地を分断する構造物（河川の堰など）などが、生  
20 物の回復を阻害しないか）。

21 上記の点に関しては、地域毎に状況が異なることが予想されるので、リスク削減対策の実施の是  
22 非も含めて、個別地域毎に検討すべきであると結論付けた。

23

24

25

## 第 VII 章 リスク削減対策

26

27 第 VII 章では、ヒト健康リスクの削減対策について取り上げた。

28 まず、ヒト健康リスクが今後増大する可能性にあるかについて考察した。Cd の環境中濃度は、排  
29 出量の経年変化および食品中濃度の経年変化などから判断して、今後直ちに大幅に上昇することは  
30 ないと考えられ、リスクレベルも大幅に上昇することはないと考えられた。したがって、将来の環  
31 境中濃度上昇への懸念を理由とした追加的な対策を早急に導入する合理的な理由は乏しいといえる。  
32 とはいえ、リスク判定でのハザード比の値は 1 を大きく下回っているわけではないこともあり、暴  
33 露量の削減のための対策を強化するべきかについては、その費用と効果を見積もった上で判断して  
34 いくのが良いと考える。

35 上記をふまえて、Cd 暴露の削減対策の費用と効果を整理した。第 VII 章において取り上げた対策

1 のうち、具体的に計算することのできたものについて、それらの1年当たりの費用およびCd一日摂  
 2 取量の平均削減幅を表6にまとめた。いずれの対策においても、削減幅としてはCd一日摂取量30  
 3  $\mu\text{g/day}$ （男性）と比較するとわずかである。ただし、ここでの計算は日本全体での平均であり、対  
 4 策の効果が直接的に及ぶ地域においては、削減幅が本表の数値よりも大きい可能性は十分ある。ま  
 5 た、費用対効果をCd一日摂取量1 $\mu\text{g/day}$ 削減当たりの年間対策費用で比較すると、玄米中濃度検査  
 6 および汚染米の買い上げと農用地土壌汚染防止対策とはほぼ同じレベル、Ni-Cd電池回収率の向上  
 7 は単位削減幅当たりの年間対策費用がそれらよりも大きいと計算された。ただし、表6に示した値  
 8 は、あくまで摂取量の削減幅当たりのものであり、削減の効果を論じる際には、暴露経路によるCd  
 9 吸収率の違いを考慮して比較されるべきである。一般的には吸収率は吸入で50%、経口で5%とさ  
 10 れている（第IV章参照）。これらの値は不確実性が大きいため厳密な議論はここでは行わないが、  
 11 暴露経路による違いを考慮した場合、Ni-Cd電池回収率の向上の費用対効果は、その他の対策とほ  
 12 ぼ同じオーダーとなる可能性もある。

13

14 表6 Cd暴露の削減対策における1年当たりの費用およびCd一日摂取量の削減幅

	1年当たり 費用[億円]	Cd一日摂取量の平均削減幅 [ $\mu\text{g/day}$ ]	Cd一日摂取量1 $\mu\text{g/day}$ 削減 当たりの年間対策費用[億円]
Ni-Cd電池回収率の向上 (75%へ)	60~250	0.0066(男女とも)	9,100~38,000(男女とも)
現行の玄米中濃度検査お よび汚染米/準汚染米 の買い上げ	3.7	0.011(男性), 0.0077(女性)	340(男性), 480(女性)
農用地土壌汚染防止対策 (客土)	71	0.171(男性), 0.120(女性)	415(男性), 590(女性)

15