

府 食 第 7 8 9 号

平成 2 1 年 8 月 2 0 日

厚生労働大臣

加添 要一 殿

食品安全委員会

委員長 小泉 直子

食品健康影響評価の結果の通知について

平成 2 1 年 2 月 9 日付厚生労働省発食安第 0 2 0 9 0 1 4 号をもって貴省から当委員会に意見を求められた米のカドミウムの成分規格改正に係る食品健康影響評価の結果は下記のとおりですので、食品安全基本法(平成 1 5 年法律第 4 8 号)第 2 3 条第 2 項の規定に基づき通知します。

なお、食品健康影響評価の詳細は別添のとおりです。

記

カドミウムの耐容週間摂取量を $7 \mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/週とする

汚染物質評価書

カドミウム

(第 2 版)

2 0 0 9 年 8 月
食品安全委員会

目 次

＜審議の経緯＞	4	6.2.3.1 骨への影響に関する知見	30
＜食品安全委員会委員名簿＞	5	6.2.3.2 骨・カルシウム代謝異常とその診断法	32
＜食品安全委員会汚染物質専門調査会専門委員名簿＞	5	6.2.4 呼吸器への影響	32
＜食品安全委員会化学物質・汚染物質専門調査会専門委員名簿＞	6	6.2.4.1 上気道	32
＜これまでの経緯＞	6	6.2.4.2 下気道	32
要 約	7	6.2.5 高血圧及び心血管系への影響	33
1. 物理、化学的特性	8	6.2.6 発がん	34
2. 採鉱、精練及び用途	8	6.2.7 生命予後	35
3. 分布と移動	8	6.2.8 神経・内分泌・生殖	36
3.1 自然界における存在と循環	8	7. これまでの国際機関等での評価	38
3.2 水系から土壌への堆積	8	7.1 IARC	38
3.3 土壌から植物への吸収	8	7.2 JECFA	38
3.4 水中及び地上生物への移行	9	7.3 WHO 飲料水水質ガイドライン値	39
4. ヒトへの曝露経路と曝露量	9	7.4 米国環境保護庁 (US EPA)	39
4.1 吸入曝露	9	7.4.1 経口参照用量 (RfD)	39
4.2 経口曝露	9	7.4.2 発がん性	39
4.2.1 飲料水からの曝露	9	7.5 欧州食品安全機関 (EFSA)	40
4.2.2 食品からの曝露	10	8. 食品健康影響評価	47
4.3 曝露量	13	8.1 有害性の確認	47
4.3.1 喫煙による曝露量	13	8.1.1 腎機能への影響	47
4.3.2 食品からの曝露量	13	8.1.2 呼吸器への影響	47
4.3.2.1 日本における非汚染地域の一般住民	13	8.1.3 カルシウム代謝及び骨への影響	47
4.3.2.2 日本における汚染地域の一般住民	15	8.1.4 発がん性	47
4.3.2.3 その他	15	8.1.5 高血圧及び心血管系への影響	48
5. ヒトにおける動態及び代謝	16	8.1.6 内分泌及び生殖器への影響	48
5.1 腸管からの吸収	16	8.1.7 神経系への影響	48
5.2 輸送	19	8.2 用量-反応評価	48
5.3 蓄積・分布	19	8.2.1 曝露指標	48
5.4 排泄	21	8.2.1.1 生物学的曝露指標	48
5.5 生物学的半減期	23	8.2.1.2 カドミウム摂取量	49
5.6 生物学的曝露指標	23	8.2.2 影響指標	49
5.7 メタロチオネイン (MT)	23	8.2.3 曝露指標と影響指標の関連	50
6. ヒトにおける有害性評価	24	8.2.3.1 尿中カドミウム排泄量を曝露指標とした疫学調査	50
6.1 急性影響	24	8.2.3.2 摂取量を曝露指標とした疫学調査	52
6.1.1 吸入曝露	24	8.2.3.3 JECFA による評価から推定した摂取量	54
6.1.2 経口摂取	24	8.2.3.4 耐容摂取量の設定	55
6.2 慢性影響	24	8.3 ハイリスクグループ	55
6.2.1 腎臓への影響	24	9. 結論	56
6.2.2 カドミウム土壌汚染地域住民における影響	26	10. まとめ及び今後の課題	56
6.2.2.1 近位尿細管機能障害の診断基準	26	＜参考＞	57
6.2.2.2 近位尿細管機能異常の検出とその予後	28	日本人の食品からのカドミウム曝露状況	57
6.2.2.3 近位尿細管機能障害の検出方法と診断基準	28	＜本評価書中で使用した略号＞	59
6.2.3 カルシウム代謝及び骨への影響	30	＜引用文献＞	60
		＜第2版関係 引用文献＞	72
		＜第1版関係 別添＞	73
		環境及び職業曝露等に関する臨床及び疫学研究的知見	73
		1. 環境曝露による健康影響	73

1.1	富山県婦中町	73
1.2	兵庫県生野	75
1.3	石川県傍花流域	76
1.4	秋田県小坂町	77
1.5	長崎県対馬	77
1.6	全国規模の研究	78
1.7	他の日本の研究	79
1.8	ヘルシー・Cadmiel 研究	80
1.9	スウェーデン・OSCAR 研究	81
1.10	英国 Shipham 地域	81
1.11	旧ソ連	82
1.12	中国	82
1.13	米国	83
2.	職業曝露による健康影響	83
3.	その他の曝露による健康影響	84
	別添引用文献	86

＜審議の経緯＞

－第1版関係－

2003年	7月	1日	厚生労働大臣より食品健康影響評価について要請（厚生労働省発食安第0701021号）、関係書類の接受
			第3回食品安全委員会（要請事項説明）
2003年	7月	18日	第3回食品安全委員会（要請事項説明）
2003年	10月	10日	第1回汚染物質専門調査会
2003年	12月	10日	第2回汚染物質専門調査会
2005年	12月	2日	第11回汚染物質専門調査会
2006年	3月	14日	第12回汚染物質専門調査会
2006年	7月	27日	第13回汚染物質専門調査会
2006年	10月	31日	第14回汚染物質専門調査会
2006年	12月	26日	第15回汚染物質専門調査会
2007年	1月	23日	第16回汚染物質専門調査会
2007年	7月	3日	第17回汚染物質専門調査会
2007年	10月	2日	第1回化学物質・汚染物質専門調査会
2007年	11月	28日	第1回化学物質・汚染物質専門調査会幹事会
2008年	1月	16日	第2回化学物質・汚染物質専門調査会幹事会
2008年	5月	13日	第3回化学物質・汚染物質専門調査会幹事会
2008年	5月	29日	第240回食品安全委員会（報告）
2008年	5月	29日	より2008年6月27日 国民からの御意見・情報の募集
2008年	7月	1日	化学物質・汚染物質専門調査会座長より食品安全委員会委員長へ報告
2008年	7月	3日	第245回食品安全委員会（報告） （同日付で厚生労働大臣に通知）

－第2版関係－

2009年	2月	9日	厚生労働大臣より食品安全基本法第24条第1項に基づき米のカドミウムの成分規格改正に係る食品健康影響評価について要請（厚生労働省発食安第0209014号）、関係書類の接受
2009年	4月	7日	第1回化学物質・汚染物質専門調査会汚染物質部会
2009年	5月	28日	第2回化学物質・汚染物質専門調査会汚染物質部会
2009年	6月	11日	第5回化学物質・汚染物質専門調査会幹事会
2009年	6月	25日	第291回食品安全委員会（報告）
2009年	6月	25日	より2009年7月24日 国民からの御意見・情報の募集
2009年	8月	18日	化学物質・汚染物質専門調査会座長より食品安全委員会委員長へ報告
2009年	8月	20日	第298回食品安全委員会（報告） （同日付で厚生労働大臣に通知）

< 食品安全委員会委員名簿 >

(2006年6月30日まで)	(2006年12月20日まで)	(2006年12月21日から)
寺田雅昭 (委員長)	寺田雅昭 (委員長)	見上 彪 (委員長)
寺尾允男 (委員長代理)	見上 彪 (委員長代理)	小泉直子 (委員長代理)
小泉直子	小泉直子	長尾 拓
坂本元子	長尾 拓	野村一正
中村靖彦	野村一正	畑江敬子
本間清一	畑江敬子	廣瀬雅雄**
見上 彪	本間清一	本間清一

* : 2007年2月1日から

** : 2007年4月1日から

(2009年7月1日から)

小泉直子 (委員長)
見上 彪 (委員長代理*)
長尾 拓
野村一正
畑江敬子
廣瀬雅雄
村田容常

* : 2009年7月9日から

< 食品安全委員会汚染物質専門調査会専門委員名簿 >

(2005年9月30日まで)	(2007年9月30日まで)
安藤正典	安藤正典
井口 弘	井口 弘
大前和幸	圓藤陽子
香山不二雄	大前和幸
川村 孝	香山不二雄
佐藤 洋 (座長)	川村 孝
菅原和夫	佐藤 洋 (座長)
千葉百子	千葉百子
津金昌一郎	津金昌一郎
遠山千春	遠山千春
富永祐民	広瀬明彦
前川昭彦	前川昭彦

< 食品安全委員会化学物質・汚染物質専門調査会専門委員名簿 >

(2007年10月1日から)
佐藤 洋* (座長)
立松正衛 (座長代理)

阿部宏喜	香山不二雄*	遠山千春**
安藤正典*	川村 孝*	永沼 章
井口 弘*	河野公一	長谷川隆一*
圓藤吟史*	佐々木久美子	広瀬明彦*
圓藤陽子*	渋谷 淳	前川昭彦*
太田敏博	千葉百子**	安井明美
大前和幸*	津金昌一郎*	鰐淵英機
奥田晴宏		

※ : 幹事会

* : 汚染物質部会

< これまでの経緯 >

我が国の米中のカドミウム濃度は、他国に比べて高い傾向にあり、米からのカドミウム摂取量は、食品全体の約半分を占めている。米中のカドミウム濃度は、1970年の食品、添加物等の規格基準（昭和34年厚生省告示第370号）の一部改正により「米にカドミウム及びその化合物がCdとして1.0ppm以上含有するものであってはならない」と定められている。また、0.4ppm以上1.0ppm未満の米は、1970年以降、農林水産省の指導により非食用に処理されてきた。一方、国際機関においては、1989年の第33回FAO/WHO合同食品添加物専門家会議（JECFA）で暫定耐容週間摂取量が7μg/kg体重/週に設定され、2003年の第61回JECFAでもこの値が維持された。また、2006年の第29回コーデックス委員会総会では、食品中の基準値として精米が0.4mg/kg (ppm)、海産二枚貝（カキ及びホタテガイを除く）及び頭足類（内臓を除去したもの）が2.0mg/kg (ppm) とされた。

このような国際状況から、玄米を含めた食品における規格基準を国際基準に適合させることが求められ、2003年7月に厚生労働省から食品安全基本法第24条第3項に基づき、「食品からのカドミウム摂取の現状に係る安全性確保について」に係る食品健康影響評価が食品安全委員会に依頼され、2008年7月に耐容週間摂取量を7μg/kg体重/週と設定した。

2009年2月、この耐容週間摂取量に基づいて米（玄米及び精米）のカドミウムの成分規格を1.0ppmから0.4ppmに改正するため、厚生労働省から食品安全基本法第24条第1項に基づく食品健康影響評価が依頼された。その後、2009年3月に耐容週間摂取量を2.5μg/kg体重/週とするEFSAの評価が公表された。そこで、本評価においては、EFSAの評価を中心に新たな知見の確認・整理を行い、「汚染物質評価書 カドミウム（第2版）」としてまとめた。

要 約

カドミウムは、原子番号 48、元素記号 Cd、原子量 112.411、密度 8.65g/cm³ (25℃) の銀白色の重金属であり、土壌中、水中、大気中の自然界に広く分布している。このため、ほとんどの食品中に環境由来のカドミウムが多少なりとも含まれる。過去、我が国においては、鉱山を汚染源とするカドミウム汚染地域が数多く存在し、イタイイタイ病の発生を契機に、一般環境でのカドミウム曝露に関する疫学調査が数多く実施された。これまでの知見から、カドミウムの長期低濃度曝露における食品健康影響評価のためには、因果関係が証明されている腎臓での近位尿細管機能障害を指標とすることがもっとも適切である。

したがって、今回のリスク評価における耐容週間摂取量は、国内外における多くの疫学調査や動物実験による知見のうち、特に一般環境における長期低濃度曝露を重視し、日本国内におけるカドミウム摂取量が近位尿細管機能に及ぼす影響を調べた 2 つの疫学調査結果を主たる根拠として設定された。すなわち、カドミウム汚染地域住民と非汚染地域住民を対象とした疫学調査結果から、ヒトの健康に悪影響を及ぼさないカドミウム摂取量として算出された量は 14.4μg/kg 体重/週以下であった。また、別の疫学調査結果から、非汚染地域の対照群と比較して 7μg/kg 体重/週前後のカドミウム曝露を受けた住民に過剰な近位尿細管機能障害が認められなかった。これらのことから、カドミウムの耐容週間摂取量は、総合的に判断して 7μg/kg 体重/週に設定した。

現在、日本人の食品からのカドミウム摂取量の実態については、1970 年代後半以降、大幅に減少してきており、導き出された耐容週間摂取量の 7μg/kg 体重/週よりも低いレベルにある。また、近年、食生活の変化によって 1 人当たりの米消費量が 1962 年のピーク時に比べて半減した結果、日本人のカドミウム摂取量も減少してきている。したがって、一般的な日本人における食品からのカドミウム摂取が健康に悪影響を及ぼす可能性は低いと考えられる。

1. 物理、化学的特性

原子番号 48、元素記号 Cd、原子量 112.411、12 (2B) 族、同位体 (106 (1.25%)、108 (0.89%)、110 (12.49%)、111 (12.80%)、112 (24.13%)、113 (12.22%)、114 (28.73%)、116 (7.49%))、密度 8.65g/cm³ (25℃)、単体で銀白色。単体の融点は 320.8℃、沸点は 765℃であり、いずれも金属元素の中では低い (文献 1-1)。気化したカドミウムは、大気中で速やかに酸化され、フェーム¹を生じる。

2. 採鉱、精錬及び用途

カドミウムは、自然界で純度の高い鉱石としては見当たらず、亜鉛鉱石中に亜鉛の 1/200 程度の濃度で含まれている。通常、亜鉛生産の副産物として生産されてきた。1817 年にはじめて炭酸亜鉛から精製が行われ、1920 年代以降、カドミウム電気鍍金の発展にともなって商業生産の重要性が高まり、急速に生産量が増大した (文献 2-1)。

カドミウムの主な用途は、ポリ塩化ビニル (PVC) の安定剤、プラスチック・ガラス製品の着色料、ニッケル・カドミウム蓄電池の電極材料、様々な合金の成分となっている。

3. 分布と移動

3.1 自然界における存在と循環

カドミウムは、地球の地殻に広く分布するが、その平均濃度が約 0.1mg/kg であり、クラーク数²が比較的小さい元素である。堆積岩中にしばしば高濃度に蓄積され、海底のリン鉱石に 15mg/kg 程度含まれている (文献 3-1)。風化作用により年間 1 万 5 千トンのカドミウムが海洋に流入すると推測されている (文献 3-2)。大気へのカドミウム放出源は、主に火山活動であり、地球規模での放出量の推計は困難であるが、年間 500 トン程度と見積もられている (文献 3-3)。

海洋のカドミウム濃度の垂直分布は、表層で低く、深くなるにつれて高くなる。これは、栄養塩類の濃度分布パターンに対応している (文献 3-4)。カドミウムは、栄養塩類と同様に表層の植物プランクトンに吸収され、生物の死骸などの有機物として深層へ輸送される。これと対照的に湧昇流が発生する海域では、深層から輸送される栄養塩類と同様に表層のカドミウム濃度が増加する (文献 3-4、3-5、3-6)。このように海洋におけるカドミウム濃度の鉛直分布は、有機物の沈降や湧昇流の影響を受けて変化すると考えられている。

3.2 水系から土壌への堆積

カドミウムは、大部分が土壌粒子等に急速に吸着され、一部が水に溶解する。鉱工業地などから河川へ流出したカドミウムは、河川流域に広がって土壌汚染地域を拡大する。カドミウムによる土壌汚染は、洪水、灌漑用水、浚渫された堆積物の処分等を通じて更に拡大する (文献 3-7、3-8、3-9)。

3.3 土壌から植物への吸収

土壌中のカドミウムは、植物に吸収される。 (文献 3-10、3-11)。植物のカドミ

¹ フェーム：ガス状となった物質が空気中で微細粒子となったもの。有機物の場合は、不完全燃焼により発生する粒子とガスの混合体は煙と呼ばれ、この粒子がフェームに相当する。

² クラーク数：地球の地殻中に存在する元素の平均重量パーセント。

ウム蓄積に影響を及ぼす重要な要因としては、土壌のカドミウム濃度とpHである(文献3-12)。土壌のpHが上昇すると、土壌粒子のカドミウム吸着性が大きくなり、土壌粒子中のカドミウム濃度を増大させ、逆に土壌溶液中のカドミウム濃度を減少させることから、植物のカドミウム吸収は低下する。

土壌と土壌溶液中のカドミウム分配に影響を及ぼす他の要因としては、陽イオン交換容量や、マンガンや鉄の水酸化物、有機物、炭酸カルシウムの含有量などが考えられており、水田においては、土壌の酸化還元電位が影響を及ぼすことも報告されている。

3.4 水中及び地上生物への移行

水圏生態系において、湧昇流が発生する海域における植物プランクトン中のカドミウム濃度は高く(文献3-5)、カドミウム汚染が少ない沿岸域におけるプランクトン食性の軟体動物にも高濃度のカドミウムを蓄積しているものがある(文献3-13)。例えば、ニュージーランドのカキにおいて、8mg/kg 湿重量のカドミウムの蓄積が記録されている(文献3-14)。また、カニやロブスターのような食用の甲殻類の肝臓³⁾などにおいても、高濃度のカドミウムが蓄積されているものもある(文献3-15)。

海鳥や海棲ほ乳類の腎臓や肝臓におけるカドミウム濃度は、著しく高い(文献3-16、3-17、3-18)。これらの水圏生物は、摂餌習性と寿命が長いことによりカドミウムを体中に蓄積すると考えられている。

陸上のコケと地衣類は、大気中の金属を保持する能力が高いことから、これらの植物中のカドミウム濃度を測定し、カドミウムによる大気汚染の分布を示す地図を作成するために使われた(文献3-19)。

4. ヒトへの曝露経路と曝露量

4.1 吸入曝露

吸入曝露では、カドミウムが粉じんやフェームとして呼吸器に直接入って吸収され、血液中に移動して体を循環する。吸入曝露には、職業曝露と喫煙による曝露がある。職業曝露の場合、鉱山や精錬工場などの労働環境で粉じんやフェームを吸入するとともに、他の重金属にも複合的に曝露されていると考えられている。

喫煙による曝露の場合、たばこの煙の中にカドミウムが多く含まれていることから、喫煙する人は喫煙しない人よりもカドミウム曝露量が多くなると考えられている(4.3.1 喫煙からの曝露量を参照)。

4.2 経口曝露

4.2.1 飲料水からの曝露

飲料水からのカドミウム曝露量は、表層水または地下水を利用している場合、地殻及び土壌のカドミウムレベルに大きく左右される。特に、鉱山の廃坑、鉱滓貯留場所などからの地下水や雪解け水としてしみ出してくる表層水を飲料水とする場合、その水は世界保健機関(WHO)の飲料水基準⁴⁾を超える場合もある。

米国ワシントン州オカノガン郡の廃坑からの水には、カドミウムが0~5µg/L、ヒ素が1~298µg/L含まれており、この水源を利用する人の発がんリスク及びそれ以外の健康障害のリスクが高いとの報告がある(文献4-1)。韓国の金銀鉱山の廃坑の下流

³⁾ 肝臓：筋足動物や軟体動物の消化管の中腸部分に開く盲嚢状の器官のことで、中腸腺とも呼ばれる。カニのいわゆる蟹味噌やイカの塩辛に用いるワタなどがこれに相当する。

⁴⁾ 飲料水基準：後述の「7.3 WHO 飲料水水質ガイドライン値(第2版及び第3版)」参照。

の農業用地の土壌中平均重金属濃度はヒ素 230mg/kg、カドミウム 2.5mg/kg であり、鉱山近辺の小川を水源とする飲料水中の濃度は、ヒ素 246µg/L、カドミウム 161µg/L であり、明らかに基準を超えた汚染が存在している(文献4-2)。

水源となる地下水、雪解け水、地表水のカドミウム汚染レベルの違いにより曝露量が異なるが、一般的に飲料水中のカドミウム濃度は低い。我が国のように法律によって水質基準が設定され、水質検査などの管理が義務づけられている国や地域では飲料水によるカドミウム曝露が問題になることはない。

4.2.2 食品からの曝露

日本における食品に含まれるカドミウムについて、農林水産省(2002)が行った全国調査の結果(文献4-3、4-4)によると、特に貝類、頭足類などの内臓にはカドミウムが多く含まれる(表1)。日本人は米飯の摂取量が多いため、米摂取によるカドミウム曝露量の割合が高い。図1に各国において50以上のコメのカドミウムを分析した結果を示した。日本産の米1kg中に含まれるカドミウム量は、平均して0.06mg(ppm)であり、外国産の米1kg中に含まれるカドミウム量は、文献情報によれば、平均して0.01~0.2mgである(文献4-5)。

食品中のカドミウム濃度は各国で調べられている(表2)。米国における非汚染地産の未加工農作物のカドミウム全国調査の結果(文献4-6、4-7)、カドミウムがほとんどの食材に含まれることが明らかになった(表3)。

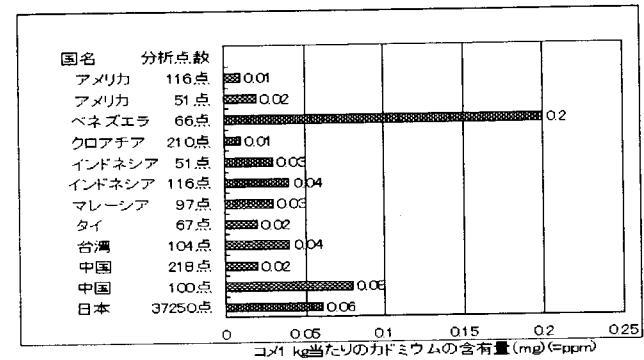
カドミウムで汚染された土地で育った農作物は通常のものと比較して高い濃度のカドミウムを含んでいる。英国の3汚染地域で育った野菜のカドミウム濃度を比較したところ、土壌のカドミウム濃度が著しく高いShiphamで高い数値を示している(表4)。主食となるジャガイモは3汚染地域で同様の数値を示し、これらは、表2及び表3の調査結果より約5倍高かった。

表1 日本における食品に含まれるカドミウムの実態調査

食品	検体数	カドミウム濃度 (mg/kg 湿重量)		
		最小値	最大値	平均値
米(玄米)	37,250	< 0.01	1.2	0.06 (中央値:0.04)
小麦	381	< 0.01	0.47	-
大豆	462	< 0.01	0.66	-
小豆	14	< 0.01	0.03	-
ホウレン草	329	< 0.01	0.49	-
キャベツ	101	< 0.01	0.01	-
白菜	106	< 0.01	0.06	-
レタス	88	< 0.01	0.08	-
玉葱	103	< 0.01	0.07	-
ジャガイモ	23	< 0.01	0.06	-
さつまいも	31	< 0.01	0.01	-
さといも	217	< 0.01	0.33	-
ごぼう	123	< 0.01	0.23	-
ニンジン	31	< 0.01	0.04	-
大根	101	< 0.01	0.05	-
なす	290	< 0.01	0.17	-
トマト	130	< 0.01	0.05	-
ピーマン	130	< 0.01	0.04	-
キュウリ	81	< 0.01	0.02	-

かぼちゃ	23	< 0.01	0.01	-
ブロッコリー	32	< 0.01	0.04	-
メロン	23	< 0.01	0.02	-
いちご	50	< 0.01	0.04	-
なし	42	< 0.01	0.03	-
牛肉	116	< 0.01	0.05	-
豚肉	121	< 0.01	0.07	-
鶏肉	26	< 0.01	0.03	-
アワビ	15	0.02	0.07	0.04
アワビ (内臓)	15	2.2	5.6	3.1
ホタテ (貝柱)	57	0.01	0.51	0.12
ホタテ (うろ)	72	1.3	16.0	5.8
マガキ	45	0.10	0.68	0.30
サザエ	15	< 0.01	0.10	0.05
サザエ (内臓)	15	1.2	9.5	4.7
シジミ	64	0.03	0.77	0.37
ハマグリ	48	0.02	0.14	0.07
アサリ	51	0.02	0.17	0.06
マダコ	24	< 0.01	0.07	0.01
スルメイカ	56	0.03	1.3	0.29
スルメイカ (肝臓)	41	6.6	96.0	33.9
イカ塩辛	30	0.09	9.9	2.6
カツオ	15	< 0.01	0.04	0.01
カツオ塩辛	10	0.17	1.1	0.64
マイワシ	15	< 0.01	0.03	0.01
ガザミ	30	< 0.01	0.29	0.07
ガザミ (内臓)	30	0.09	1.9	0.69
クルマエビ	35	< 0.01	0.41	0.04
ケガニ	30	0.02	0.17	0.08
ケガニ (内臓)	15	0.79	3.5	2.0
ベニズワイガニ	30	0.04	0.48	0.16
ベニズワイガニ (内臓)	15	2.3	23.0	11.7
ホッコクアカエビ	45	0.02	0.57	0.11
ウニ	45	0.02	0.34	0.17
ウニ塩辛	6	< 0.05	0.21	0.09

※ 「農林水産省 (2002) 農作物等に含まれるカドミウムの実態調査について」及び「水産庁 (2003) 水産物に含まれるカドミウムの実態調査について」から引用 (文献 4-3、4-4)



※ 食品中のカドミウムに関する情報 (文献 4-5) より引用

図1 日本産と外国産の米中カドミウム含有量 (平均値)

表2 国別食品中カドミウム濃度

(単位: $\mu\text{g}/\text{kg}$ 湿重量)

食品	英国 ^a	フィンランド ^b	スウェーデン ^c	デンマーク ^d	オランダ ^e
パン、シリアル	20-30	20-40	31-32	30	25-35
肉類	< 20-30	< 5-5	2-3	6-30	10-40
内臓等					
豚の腎臓	450	180	190	1000	
豚の肝臓	130	70	50	100	
魚介類	< 15	< 5-20	1-20	14	15
卵	< 30	< 4	1	< 10	2
乳製品	< 20-30	< 3-20	1-23	< 30	10-30
砂糖・ジャム	< 10	< 10	3	30	5
果物	< 10	< 2	1-2	11	5
野菜					
キャベツ	< 10	5	4	10	
カリフラワー	< 20	10	10		
ホウレン草	120	150	43		
ブロッコリー	10	10			
豆類	< 10-30	< 2-30	1-4	15	
レタス	< 60	50	29	43	
ジャガイモ	< 30	30	16	30	30
ニンジン	< 50	30	41		

^a Bucke et al. (1983) より引用 (文献 4-8)

^b Koivistoinen (1980) より引用 (文献 4-9)

^c Jorhem et al. (1984) より引用 (文献 4-10)

^d Andersen (1979) より引用 (文献 4-11)

^e RIVM (1988) より引用 (文献 4-12)

表3 米国の農作物中カドミウム濃度

農作物	検体数	カドミウム濃度 (mg/kg 湿重量)		
		中央値	最小値	最大値
米	166	0.0045	< 0.001	0.23
ピーナッツ	320	0.060	0.010	0.59
大豆	322	0.041	0.002	1.11
小麦	288	0.030	< 0.0017	0.207
ジャガイモ	297	0.028	0.002	0.18
ニンジン	207	0.017	0.002	0.13
玉葱	230	0.009	0.001	0.054
レタス	150	0.017	0.001	0.160
ホウレン草	104	0.061	0.012	0.20
トマト	231	0.014	0.002	0.048

※ Wolnik et al (1983, 1985) より引用 (文献4-6、4-7)

表4 英国の汚染地域で生育した野菜中の平均カドミウム濃度

場所	カドミウム汚染源	(μg/kg 湿重量)		
		キャベツ	葉物野菜	ジャガイモ
Shipham	亜鉛鉱山	250*	680	130
Walsall	銅精錬所からの排気	73	190	103
Heathrow	下水汚泥	24	180	150

* 中央値

※ WHO (1992) Cadmium, Environmental Health Criteria 134. より引用 (文献4-13)

4.3 曝露量

4.3.1 喫煙による曝露量

たばこ1本に約1~2μgのカドミウムが含まれており、その約10%が肺に吸入される(文献4-14)。喫煙によって吸入されるカドミウムの約50%が体内に吸収される(文献4-15)と仮定すると、1日に20本喫煙する人は、約1~2μgのカドミウムを吸収すると推定される。

喫煙によって血液中カドミウム濃度及び腎カドミウム濃度が増加する。スウェーデンでは、喫煙者の血液中カドミウム濃度及び腎カドミウム濃度は、非喫煙者の4~5倍及び2~3倍であると報告されている(文献4-16、4-17、4-18、4-19)。

4.3.2 食品からの曝露量

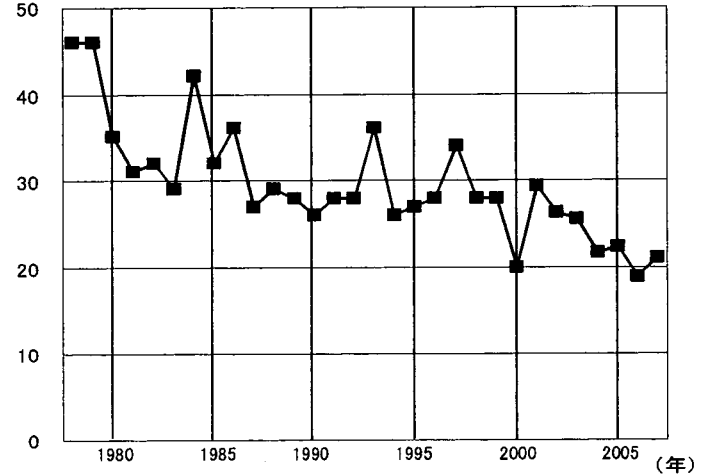
4.3.2.1 日本における非汚染地域的一般住民

非汚染地域での一般住民の曝露量については、1977年よりWHOによるGlobal Environmental Monitoring System (GEMS)の一環として、国立医薬品食品衛生研究所が地方衛生研究所8~12機関と協力して食品中汚染物質のトータルダイエツトスタディ法(TDS法)⁵による摂取量調査を実施している。この調査結果によると、カドミウ

⁵ トータルダイエツトスタディ法(TDS法)：広範囲の食品を小売店等で購入し、必要に応じて摂取する状態に加工・調理した後、分析し、食品群ごとに化学物質の平均含有濃度を算出する。これに特定の集団における食品群の平均的な消費量を乗じることにより、化学物質の平均的な摂取量を推定する。マーケットバスケット方式とも呼ばれる。

ムの摂取量は、1970年代後半に46μg/人/日であったが、それ以降、かなり減少してきており、2007年に21.1μg/人/日(体重53.3kg⁶で2.8μg/kg体重/週)となっている。これは、1989年に開催された第33回FAO/WHO合同食品添加物専門家会議(JECFA)で設定された暫定耐容週間摂取量(PTWI⁷)7μg/kg体重/週の40%である(図2)。また、14食品群からのカドミウム摂取量の割合は、米類由来の摂取が37.2%、野菜・海藻類16.6%、魚介類16.1%、雑穀・芋類12.9%、その他17.2%である(文献4-20、4-21)。

(μg/人/日)



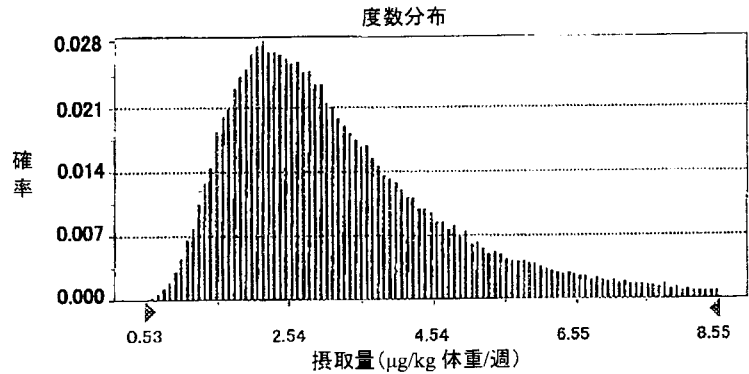
※ 日本におけるトータルダイエツト調査(文献4-20)及び食品中の有害物質等の摂取量の調査及び評価に関する研究(文献4-21)より引用

図2 食品からのカドミウム摂取量の推移

食品中のカドミウムは、1970年に食品衛生法の食品、添加物等の規格基準で「米にカドミウム及びその化合物がCdとして1.0ppm以上含有するものであってはならない」と定められているが、0.4ppm以上1.0ppm未満の米は、1970年以降、農林水産省の指導により非食用に処理されていることから、実質的には0.4ppm未満の米のみが市場に流通している状況、すなわち、0.4ppm以上の米からのカドミウム曝露を受けない状況が維持されてきていると考えられる。独立行政法人国立環境研究所(2004)は、平成7年から平成12年までの6年間の国民栄養調査による摂取量データと農林水産省の実態調査による食品別カドミウム濃度データから確率論的曝露評価手法(モンテカルロシ

⁶ 平成10年から平成12年度の国民栄養調査に基づく日本人の平均体重(全員平均53.3kg、小児平均15.8kg、妊婦平均55.6kg)。
⁷ 暫定耐容週間摂取量(Provisional Tolerable Weekly Intake)とは、現時点の最新の科学的知見に照らして、人が一生にわたって摂取しても健康に対する有害な影響が現れないと判断される用量を、体重1kg当たり、かつ1週間当たりの摂取量として表示した数値のことである。

ミュレーション)を適用し、日本人のカドミウム摂取量分布⁸⁾の推計を行っている。この結果、現状の0.4ppm以上の米を流通させない場合におけるカドミウム摂取量は、算術平均値3.44 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/週、中央値2.92 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/週、95パーセンタイルで7.18 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/週であると報告されている(図3)(文献4-22)。



※ 日本人のカドミウム曝露量推計に関する研究より引用(文献4-22)

図3 日本人のカドミウム摂取量の分布

4.3.2.2 日本の汚染地域の一般住民

現在、国内でもっとも曝露が高いと考えられる地域で食品サンプルが収集され、TDS法⁹⁾で曝露量が算定された。同時に陰膳法¹⁰⁾による調査が行われた。TDS法で求められた結果は、平均値1.15 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/日、すなわち7日間に換算して8 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/週となり、JECFAのPTWIである7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/週を超える結果となった。陰膳法による一日摂取量は、0.44 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/日となり、陰膳法がTDS法の約半分の結果を示していた。陰膳法では、個人の正確な曝露量を得ることが出来るが、特に魚介類や根菜類を摂取した場合に高い値を示すなど個人内の日間変動が顕著によって大きくなることが知られている(文献4-23)。

4.3.2.3 その他

ほとんどすべての国の一般的な地域における平均カドミウム摂取量は、JECFAのPTWI以下である(表5)。

⁸⁾ この摂取量分布は、計算上のものであり、分布図の右側部分は、統計学的に非常に誤差が大きく、非常に確率が低い場合も考慮されている領域である。したがって、実際にはPTWIを超える人は、ほとんどいないと考えるのが妥当である。

⁹⁾ ここでは、もっともカドミウム曝露が高い地域とそれに隣接する地域で食品13群から530サンプルを採取し、カドミウムの濃度の測定及び摂取量の推定を行っている。

¹⁰⁾ 陰膳法：調査対象者が食べた食事と全く同じものの1日分を食事試料とし、1日の食事に含まれる化学物質の総量を測定することにより、調査対象者が食べた食品に由来する化学物質の摂取量を推定する。ここでは、もっともカドミウム曝露の高い地域の農家女性17名を対象に、平成15年12月中旬に3日の期間で行われ、朝、昼、夕食及び間食の陰膳が作成された。なお、対象者は過去に健康調査に参加した者が選ばれている。

表5 各国における食品中の一日あたりの平均カドミウム摂取量

国名	サンプリング方法*	平均カドミウム摂取量($\mu\text{g}/\text{日}$)	参考文献
一般的な地域			
ベルギー	D	15	Buchet et al. (1983)
フィンランド	M	13	Koivistoinen (1980)
日本	D	31	Yamagata & Iwashima (1975)
日本	D	48	Suzuki & Lu (1976)
日本	D	49	Ushio & Doguchi (1977)
日本	D	35	Iwao (1977)
日本	M	49	Ohmomo & Sumiya (1981)
日本(3地域の平均)	D	59	Iwao et al. (1981a)
日本	D	43.9(男性) 37.0(女性)	Watanabe et al. (1985)
ニュージーランド	D	21	Guthrie & Robinson (1977)
スウェーデン	D	10	Wester (1974)
スウェーデン	M	17	Kjellström (1977)
英国	M, D	10-20	Walters & Sherlock (1981)
米国	M	41	Mahaffey et al. (1975)
カドミウム土壌汚染地域			
日本	M	211-245	Japan Public Health Association (1970)
日本	D	180-391	"
日本(3地域の平均)	D	136	Iwao et al. (1981a)
英国	M	36	Sherlock et al. (1983)
英国	D	29	Sherlock et al. (1983)
米国	D	33	Spencer et al. (1979)

* M - 食品サンプルを個々に分析(TDS法)

D - 陰膳法

※ WHO (1992) Cadmium, Environmental Health Criteria 134より引用(文献4-13)

5. ヒトにおける動態及び代謝

5.1 腸管からの吸収

表6にヒトにおけるカドミウムの腸管吸収に関するボランティアを対象とした調査研究の一覧を示す。ボランティア調査研究の結果は、①カドミウムの放射性同位元素を経口投与後の体内残存率測定研究(表6のタイプ欄にRと表示)、②摂取量と排泄量の収支(バランス)に関する研究(表6のタイプ欄にBと表示)、③腸管内での取り込み率の推定に関する研究(表6のタイプ欄にUと表示)の3タイプに分類できる。体内残存率測定研究におけるカドミウムの残存率は、2~8%程度を示しているが、放射性カドミウムの残存放射線量測定が経口投与から数週間以上を経て実施されており、その期間中のカドミウムの腸管への再排泄や尿中排泄を反映していないので、真の吸収率を過小評価している可能性が高いとの見方もある。

摂取量(Cd-I)と排泄量の差を摂取量で除した収支研究によるバランス率(以下、バランス率)は、摂取量と年齢に強く影響されている。図4にHoriguchiら(2004)(文献5-1)の図を示し、図5に表6に示した各報告の摂取量と年齢の代表値を用いた場合のバランス率を示した。バランス率は、年齢に依存して低下し、摂取量に依存して増加していることが明らかである。この2変数を説明変数とし、バランス率を目

的変数とした場合の重回帰分析結果を図5に示しているが、摂取量の寄与率は高く、偏回帰係数も有意であった。

腸管での取り込み率推定研究は、体内蓄積カドミウムの腸管内排泄の影響を最小限にした研究であり、体内残存率測定研究、摂取量と排泄量の収支研究よりも真の吸収率に近いと考えられる。しかし、短期の腸肝循環の影響を分離して評価することはできない点において真の吸収率との乖離がある。

ヒトでは、鉄欠乏でカドミウム吸収が増加し、高繊維食がカドミウム吸収を抑制するという報告(文献5-1)がある。動物実験では、低カルシウム、低亜鉛、低蛋白質などの栄養条件下や、クエン酸の摂取でカドミウム吸収が増加するという報告(文献5-2)がある。近年、2価金属イオン輸送体1 (divalent metal transporter 1, DMT1) が腸上皮細胞における2価金属の吸収に大きな役割を果たしていることが明らかになり、カドミウムもDMT1を介する吸収があると推定されている。このことから、鉄、亜鉛、カルシウム欠乏時のカドミウム吸収増加は2価金属イオンの競合により説明が可能かもしれない。腸上皮細胞から漿膜(血管)側には、カドミウム-メタロチオネイン(Cd-MT)や金属輸送蛋白質1 (metal transport protein 1, MTP1)により移送されることが推測されている。

カキを頻繁に摂取する集団においては、貝内に含有するカドミウムから予測されるほど血液中カドミウム濃度(Cd-B)や尿中カドミウム排泄量(Cd-U)が増加しないという報告がある(文献4-13)。動物実験では、カドミウムを含むヒマワリの仁(kernel)、ヒマワリの種全体(seed)及び塩化カドミウム(CdCl₂)の各々からのカドミウム摂取量が同量となるように経口投与した場合、仁からのカドミウム吸収量は、塩化カドミウムからのカドミウム吸収量に比べ30%少ないが、ヒマワリの種全体からのカドミウム吸収量は約2倍になるという報告(文献5-3)がある。これらは、カドミウムの存在形態(蛋白質結合体や遊離体など)や化学形(塩化物、硫化物、硫酸塩など)により吸収に差が生じることを示唆している。

動物実験において、メタロチオネイン(MT)がカドミウムの腸管吸収に関与することやCd-MT経口投与でカドミウムが腎に多く蓄積するという報告がある。一方、食物中のカドミウム濃度を0.02~40 mg/kgで変動させた動物実験では、消化管のMT量は不変であった。

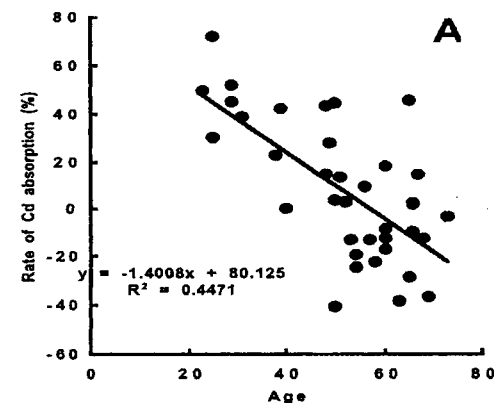
放射性同位元素を投与した動物実験では、幼若マウスにおける蓄積量が投与量の約10%であり、成熟マウスの約1%と比べて多い。

以上のような知見から、本リスク評価においては、成人の腸管吸収率をヒトボランティア実験における放射性同位元素の残存率と同じ2~8%とすることが妥当と考えられる。ただし、小児の情報については不十分であり、今後も情報収集の努力は継続されるべきである。

表6 消化管からのカドミウム吸収に関する研究

文献	対象ボランティア 性別 n 年齢	カドミウム源および 摂取量	摂取量 μg/日	吸収率 (%)	タイプ	備考
Suzuki and Liu (1976) (文献5-4)	M 2 35,37	自然食品30日間	48,18,46,92	25.44, 23.38	B	隣接法で食品中Cd測定。日本人及び台湾人のデータ。
Hanigan et al. (1978) (文献5-5)	M 10 24&1,1	R ¹¹³ CdCl ₂ 朝食1回	25 (125-250)	2.6&0.6 7.5&1.8	R	¹¹³ Cdを消化管から食物完全排泄の標識に利用。完全排泄1週間後に ¹¹³ Cdの体内残存量をスキヤン。
McLellan et al. (1978) (文献5-6)	M 14 21-61	R ¹¹³ Cdを含む かにか向及びひかに みそ。朝食1回	24-166	2.7&0.9	R	放射性同位元素 ¹¹³ CdCl ₂ をエビ御に混ぜてベレットを作成し、それをかにかに投与させ、ボランティアがかにか向及びひかにみそを 摂取。26日後に ¹¹³ Cdの体内残存量をスキヤン。
Newton et al. (1984) (文献5-7)	M 7 48&11,7 (29-61)	R ¹¹³ Cdを含む かにか向及びひかに みそ。朝食1回	24-166	2.7&0.9	R	放射性同位元素 ¹¹³ CdCl ₂ をエビ御に混ぜてベレットを作成し、それをかにかに投与させ、ボランティアがかにか向及びひかにみそを 摂取。26日後に ¹¹³ Cdの体内残存量をスキヤン。
Bunker et al. (1984) (文献5-2)	M 23 70-85	自然食品5日間	8.6	-15 (-189-32)	B	隣接法で食品中Cd測定。
Borghand et al. (1994) & Vaher et al. (1995) (文献5-8, 5-9)	F 24 33 32&2,4 17 37&2,9	自然食品4日間	11,1&4.2 16,0&7.1 27,8&12.6	-2 -1	B	隣接法で食品中Cd測定。
Crew et al. (2000) (文献5-10)	F 3 32,46,51 (30-70)	Sr ⁸⁹ Cdを含む ポリッジ。朝食1回	18,81,17,84 16,87	42,40,45	U	安定同位元素 ¹¹³ Cdを用いて小量を水耕栽培し、ポリッジ(お かゆ)として摂取。5日間糞便採取。
Vanderpool & Reeves (2001) (文献5-3)	F 14	Sr ⁸⁹ Cdを含む バター。朝食1回	14,4&5.8	10,6&4.4 (1.6-18.3)	U	安定同位元素 ¹¹³ CdCl ₂ をひまわりの花の付け根部分に注入し、 ヒマワリバターを作り摂取。21日間糞便採取。
Kikuchi et al. (2003) (文献5-11)	F 25	高Cd米。7日間	4.4	-24.5	B	5日目~11日目の排泄物安定率をtable3より計算。
	F 12	高Cd米。1日間	46,53&7.21 4,0,37.7	23.9 -4.0,37.7	B	12日目に高Cd米摂取。12~20日のバランス計算。
	F 6 20,8 (20-23)	高Cd米。3日間	49,47&3.41~ 52,2&40.68	23.7 4.2,2,56.9	B	12~14日目に高Cd米摂取。12~20日のバランス計算。
	F 12	高Cd米。1日間	46,53&7.21	47.2	U	12日目に高Cd米摂取。過剰Cd分のみ計算。
	F 6	高Cd米。3日間	49,47&3.41~ 52,2&40.68	36.6 4.9,2,73.3	U	12~14日目に高Cd米摂取。過剰Cd分のみ計算。
Horiguchi et al. (2004) (文献5-1)	F 8 20,39 16 40,59 14 60,79	自然食品7日間	68,3&13.6	44 1 -5.9	B	隣接法で食品中Cd測定。

タイプ: B: 摂取量と排泄量のバランス研究。 R: 放射性同位元素の体内残存率研究。 U: 体内蓄積Cdの消化管排泄を無視したときの吸収率。この表はKikuchi et al. (2003) を参考に作成。



* バランス率とは、摂取量と排泄量の差を摂取量で除したものと。

※ Horiguchi et al. (2004) より引用 (文献5-1)

図4 年齢とバランス率*