

## セシウムとりまとめ (案)

## (1) 物理化学的性状

## ①元素名、原子記号等 (The Merck Index 2006)

IUPAC : cesium

CAS No. : 7440-46-2

原子記号 : Cs

原子量 : 132.9

同位体質量 :  $^{134}\text{Cs}$  133.9、 $^{137}\text{Cs}$  136.9自然界の存在比 :  $^{133}\text{Cs}$  100%

## ②物理化学的性状 (The Merck Index 2006、ATSDR 2004)

融点 (°C) : 28.5

沸点 (°C) : 705

密度 (g/cm<sup>3</sup>) : 1.90 (20 °C)

外観 : 銀白色で柔らかく、延性のある金属。

## ③放射性崩壊 (Argonne National Laboratory 2005b、The Merck Index 2006、岩波理化学辞典 1998)

$^{137}\text{Cs}$  はセシウムの人工放射性核種のひとつであり、半減期 30 年の  $\beta$  放射体で、半減期 2.55 分の  $^{137\text{m}}\text{Ba}$  ( $\text{m}$  は準安定の励起状態を意味する) に崩壊する。 $^{137\text{m}}\text{Ba}$  は 0.662 MeV の  $\gamma$  線を放出して安定な  $^{137}\text{Ba}$  となる。

$^{134}\text{Cs}$  は半減期 2.1 年の  $\beta$  放射体である。

セシウムの主な放射性同位体は 11 種類知られている。

## (2) 用途 (岩波理化学辞典 1998、The Merck Index 2006)

セシウム金属及びその化合物の商業的用途は比較的少ない。セシウムは真空管における残留ガス不純物のゲッターとして利用され、真空管のタングステンフィラメントや陰極のコーティングに利用されている。結晶のヨウ化セシウム及びフッ化セシウムはシンチレーションカウンターに用いられており、電離放射線からのエネルギーを可視光のパルスに変換する (Burt 1993)。セシウムは電磁流体発電機のシーディング剤としても利用されている (Lewis 1997)。

最近、セシウム化合物は有機合成の触媒として利用されており、ナトリウムやカリウム塩を置換する。

セシウムは、極めて正確な原子時計の制作に用いられている。

$^{137}\text{Cs}$  は、核分裂生成物の主成分のひとつで、安価にかつ大量に得られるので、 $\gamma$ 線源として工業、医療に広く用いられている。小麦、小麦粉、ジャガイモ、手術機器及び

1 その他の医療用品、並びに下水汚泥を滅菌するための $\gamma$ 線源として利用されており、 $\gamma$   
2 線分光測定のカリブレーション線源としても利用されている(Lewis 1997)。 $^{137}\text{Cs}$ は  
3 工業用ラジオグラフィ及び国境検問所における輸送コンテナの画像化にも使用され  
4 ている。

5  $^{137}\text{Cs}$ は最近、前立腺がん治療に用いられる放射性シードの活性源として米国FDAに  
6 認可された(FDA 2003)。

### 7 8 (3) 自然界での分布・移動

9 自然に存在するセシウム及びセシウム鉱物は、唯一の安定同位体である  $^{133}\text{Cs}$  から成  
10 っている。セシウムは地殻に低濃度で存在し、花崗岩は平均約 1 ppm、堆積岩は約 4  
11 ppm のセシウムを含有している(Burt 1993)。市販のセシウムの最も重要な原料はポル  
12 サイト鉱物であり、これは通常、ほぼ 5-32%の酸化セシウム ( $\text{Cs}_2\text{O}$ ) を含有している  
13 (Burt 1993)。

14 環境中に存在する自然起源のセシウムの主な発生源は、陸性粉塵及び土壌の浸食で  
15 ある。セシウムは人間活動の結果としても環境中に放出される。ポルサイト鉱物の採  
16 鉱並びに電子及びエネルギー生産産業におけるセシウム化合物の生産と使用は、環境  
17 へのセシウムの直接的な放出の原因となっている。セシウムは有害廃棄物焼却炉及び  
18 石炭火力発電所のフライアッシュでも検出されている(Fernandez et al. 1992;  
19 Mumma et al.1990)。セシウム化合物の生産と使用は限定され、地殻中セシウムの濃  
20 度が低いことから、安定な  $^{133}\text{Cs}$  は、多くの場合環境中では検出されない。

21  $^{137}\text{Cs}$  及び  $^{134}\text{Cs}$  のような放射性核種及び他の放射性同位体は、大気圏内核実験(1945  
22 から 1980 年まで実施) 及び 1986 年チェルノブイル原子力発電所の事故のような原子  
23 力発電所の事故及び 1957 年の英国のウィンズケール核兵器施設での事故の結果とし  
24 て、環境中に放出されてきた。原子力発電所の通常運転中にも、少量の  $^{137}\text{Cs}$  及び  $^{134}\text{Cs}$   
25 が大気浮遊塵や排水中に放出される。

26 放射性セシウムは湿性及び乾性沈着により空気中から取り除かれ、地球に沈降する  
27 前に数千マイルを移動する。湿性沈着は大気中から放射性セシウムを除去する最も重  
28 要な経路であると考えられている。

29 セシウムの土壌中での移動度は非常に低い。一般に、セシウムは通常、およそ 40 cm  
30 以深には移動せず、土壌表層 20 cm 以内に留まっている(Korobova et al. 1998;  
31 Takenaka et al. 1998)。主にセシウムイオンの水和エネルギーが低いことにより、粘  
32 土による選択的吸着と固定化が起こる。これらの因子により草や植物性素材へのセシ  
33 ウムの取り込みを制限することが可能である。しかしながら、例外的な地域(ベネズ  
34 エラ、ブラジル及びロシア)があり、そこでは土壌中セシウムの固定化が低く、結果  
35 として土壌の動きと植物への取り込みが大きくなっている。(LaBrecque and Rosales  
36 1996; WHO 1983)。セシウムは、また湿性及び乾性沈着によって植物や樹木にも沈着  
37 し、葉を通して植物相に吸収される(Sawidis et al. 1990)。沈着したセシウムは、汚染  
38 した葉の分解により土壌へ移行して行く。

#### 1 (4) ヒトへの曝露経路と曝露量

#### 2 3 (5) 体内動態

##### 4 ①吸収

5 可溶性化合物として経口摂取されたセシウムはヒト及び動物の消化管でよく吸収され  
6 る。溶解性のセシウムがヒトで経口摂取後によく吸収されることを示す知見としては(1)  
7 糞便排泄率が低い、(2)尿中排泄率は糞便より4~10倍高い、(3)消失半減期は45~147  
8 日 (Henrichs et al. 1989; Iinuma et al. 1965; Richmond et al. 1962; Rosoff et al. 1963) 等があ  
9 る。Henrichs et al. (1989) は、高濃度の<sup>134</sup>Csと<sup>137</sup>Csが混入された鹿肉を経口摂取した成  
10 人ボランティア10人(男性5人、女性5人)で、セシウムの平均吸収率を78%と推定した。  
11 ヒト被験者におけるその他の試験成績では、可溶性の形態で経口摂取したセシウムの  
12 90%以上が吸収されることを示している (Rosoff et al. 1963; Rundo 1964; Yamataga et al.  
13 1966)。

14 放射性フォールアウト粒子の経口摂取による<sup>137</sup>Csの吸収はわずか3%までの範囲であ  
15 り、これは、その粒子が体液中では比較的不溶性であることを示している (LeRoy et al.  
16 1966)。チェルノブイリ事故の放射性フォールアウトで汚染された地域に住む女性の母  
17 乳で、<sup>137</sup>Csが検出された (Johansson et al. 1998)。新生児、1歳児への移行率は、それぞ  
18 れおよそ40%、50%であったが、母親と乳幼児の全身の放射能測定と母乳サンプルで測  
19 定された放射能に基づき、汚染された食品に由来する母親の1日当たりの<sup>137</sup>Cs摂取量の  
20 15%が乳幼児に移行すると推定された。

21 溶解性の<sup>137</sup>Cs(塩化セシウムとして)を単回経口投与されたモルモットで、セシウム  
22 の速やかな吸収と広汎な分布が報告された (Stara 1965)。<sup>137</sup>Cs及び他の放射性元素を含  
23 む極めて不溶性の使用済燃料粒子(平均直径0.93 μm)を単回経口投与されたラットでは、  
24 <sup>137</sup>Csの吸収は10%未満であった (Talbot et al. 1993)。

##### 25 26 ②分布

27 可溶性のセシウム化合物を経口曝露したヒトで、セシウムの広範な体内分布が観察さ  
28 れた。<sup>137</sup>CsClを経口投与された被験者2人で、投与後1時間以内の<sup>137</sup>Csの全血中レベルは  
29 投与量の約2~3%に達し、このことは<sup>137</sup>Csが速やかに吸収され、血液循環を介して運ば  
30 れたことを示していた (Rosoff et al. 1963)。動物試験も、溶解性セシウム化合物の経口  
31 曝露後、比較的均一に分布することを示していた。モルモットでは<sup>137</sup>Cs(塩化セシウム  
32 として)の単回経口投与後、多くの体組織に<sup>137</sup>Csが分布し、骨格筋が最高濃度であった  
33 (Stara 1965)。<sup>137</sup>Cs(塩化セシウムとして)を吸入、経口投与、又は腹腔内投与によっ  
34 て曝露されたモルモットでは、投与後1日の<sup>137</sup>Csの分布パターンには有意な違いが観察さ  
35 れなかった (Stara 1965)。イヌとマウスでは<sup>137</sup>Cs(塩化セシウムとして)の慢性的な経  
36 口投与後、セシウムが比較的均一に全身に分布した (Furchner et al. 1964)。セシウムは  
37 動物の胎盤も通過し、乳汁でも認められる。放射性標識した塩化セシウムを妊娠動物へ  
38 経口投与後、ヒツジの新生児では母動物より組織中<sup>134</sup>Csレベルが低いことが示されてい  
39 るが、哺乳中の児動物の<sup>134</sup>Cs濃度は最終的に母動物を超えた (Vandecasteele et al. 1989)。

1 実験動物における<sup>137</sup>CsClの非経口投与は、吸入又は経口曝露の結果と同様な<sup>137</sup>Csの体  
2 内分布パターン及び組織濃度となる (Boecker et al. 1969a; Stara 1965)。これらの理由に  
3 より、<sup>137</sup>CsClのような可溶性で吸収されやすい化合物に関して、健康への有害影響は三  
4 つの曝露経路で類似しているだろうと言われている (Melo et al. 1996, 1997; Nikula et al.  
5 1995, 1996)。したがって、<sup>137</sup>CsClを静脈内投与されたイヌで観察されている影響 (血液  
6 因子の抑制、重篤な骨髄抑制、胚の細胞損傷、早期死亡、種々の組織や器官の良性及び  
7 悪性腫瘍の頻度上昇 (Nikula et al. 1995, 1996; Redman et al. 1972)) は、<sup>137</sup>CsClが経口投  
8 与されたときに静脈投与の場合の血中<sup>137</sup>Cs濃度に相当する濃度に達するのであれば、観  
9 察されると考えられている。

### 10 11 ③代謝

12 吸収されたセシウムはカリウムと同様な挙動をする (Rundo 1964; Rundo et al. 1963)。  
13 カリウム及びセシウムは、陽イオンとして全身にくまなく分布するアルカリ金属であり、  
14 能動輸送機構によって細胞内液に取り込まれる。セシウムはカリウムチャンネルを介した  
15 輸送でカリウムと競合することが示されており、ナトリウムポンプの活性化及びそれに  
16 続く細胞内輸送においてカリウムにとって代わることもできる (Cecchi et al. 1987;  
17 Edwards 1982; Hodgkin 1947; Latorre and Miller 1983; Sjodin and Beauge 1967)。両タイプの  
18 輸送において、セシウムの移動はカリウムと比べて緩慢である (Blatz and Magleby 1984;  
19 Coronado et al. 1980; Cukierman et al. 1985; Edwards 1982; Gay and Stanfield 1978; Gorman et  
20 al. 1982; Hille 1973; Reuter and Stevens 1980)。カリウムとセシウムの識別は、一般的に細  
21 胞内への能動輸送 (輸送の際の選択比率はK:Cs=1:約0.25) よりも細胞外への受動輸送  
22 (種々の組織における輸送の選択比率はK:Cs=1:0.02以下~約0.2)の方がカリウム選択性  
23 が高い (Leggett et al. 2003)。平衡状態では体内のカリウム又はセシウムのほとんどが骨  
24 格筋に存在するため、この結果としてカリウムよりセシウムの滞留時間が筋肉細胞で長  
25 くなり、したがって、全身の滞留時間も長くなる。しかしながら、赤血球の細胞外への  
26 輸送、あるいは上皮細胞を横断した輸送又は上皮細胞の間の輸送では、セシウムはいく  
27 らか強くカリウムと競合するように見える (Cerejido et al. 1981; Greger 1981; Wright  
28 1972)。

### 29 30 ④排泄

31 ヒトでは尿中排泄がセシウムの主要な排出経路である。<sup>137</sup>CsClを単回経口投与された  
32 がん又は肺疾患の患者7人では、<sup>137</sup>Csの7日間累積排泄は投与された放射活性の7.0~  
33 17.3%であった。尿：糞便の排泄比率は2.5:1~10:1であった (Rosoff et al. 1963)。<sup>137</sup>CsCl  
34 を単回経口投与された日本人ボランティア4人では、投与後4日に採取された排泄データ  
35 から尿：糞便の排泄比率が4.57:1~8.75:1と算出された。投与後最初の4日間では、排泄率  
36 が一貫して高く、尿：糞便の排泄比もいくらか高かった (Iinuma et al. 1965)。ヒト被験  
37 者におけるCsの尿及び糞便排泄に関する多くの報告結果に基づき、Leggett et al. (2003)  
38 は平均尿中割合 (例：尿及び糞便を合わせた累積Csに対する尿中の累積Csの割合) を0.86  
39 と報告した。<sup>137</sup>Csの排泄比率に関する他の知見は、大気中核実験及びチェルノブイリ原

1 子力発電所の事故のフォールアウトを介して曝露した集団に関する多くの研究を含んで  
2 いる。

3 モルモットは、投与後2.5日以内に初期の<sup>137</sup>Cs体内負荷量の約50%を尿及び糞便に排泄  
4 した (Stara 1965)。曝露後60日間の測定を通して尿：糞便の比は2～3:1の範囲内であり、  
5 この時期 (60日) までに実質的に初期の<sup>137</sup>Cs体内負荷量の全てが排泄された。

6 全身におけるセシウムの消失半減期は、何人かの研究者によって報告されている  
7 (Henrichs et al. 1989; Iinuma et al. 1967; Lloyd et al. 1973; Melo et al. 1997; Richmond et al.  
8 1962; Rundo 1964)。例えば、<sup>134</sup>Cs及び<sup>137</sup>Csで汚染された食品を摂取したボランティア10  
9 人では、初期の体内負荷量の約6%が速やかに排泄 (平均消失半減期0.3日) され、残りの  
10 94%は非常にゆっくりと排泄された (平均消失半減期90日) (Henrichs et al. 1989)。成  
11 人男性4人によるもう一つの経口試験では、<sup>134</sup>Cs及び<sup>137</sup>Csの消失半減期は平均135日であ  
12 った (Richmond et al. 1962)。

13 <sup>137</sup>Csの排出速度は年齢と性別に依存する。排出速度は、年齢とともに低下する成人女  
14 性に比べて、成人男性の方が低い。核実験のフォールアウトに由来する<sup>137</sup>Csを含んだ食  
15 品を摂取した集団での試験結果は、乳幼児の15±5日から成人の100±50日までばらつき  
16 ある消失半減期を示していた (McCraw 1965)。チェルノブイリ原子力発電所の事故後  
17 の同様な試験は同程度の消失半減期を示し、1歳児の約8日から成人の約110日の範囲であ  
18 った (IAEA 1991)。不特定集団110人の4年間の横断研究では、5～14歳の子どもで最も  
19 短い消失半減期20日が認められた。男女で有意差はなかった (Boni 1969b)。年齢の高  
20 い集団における消失半減期は著しく長かった (青年期及び成人の女性で47日、15歳男性  
21 で67日、30～50歳男性で93日)。Melo et al. (1994) も、ブラジルのゴイアニアで<sup>137</sup>CsCl  
22 に内部汚染された個人間に、消失速度に年齢と性別に関連した違いがあることを報告し  
23 た。1～4歳の女児の消失半減期は平均24日であった。7～10歳の女児及び男児では、消失  
24 半減期は平均37日であった。青年及び成人男性の消失半減期はそれぞれ58日及び83日と  
25 推定された。これに対して青年期及び成人の女性では46日及び66日であった。Melo et al.  
26 (1994) の研究では、成人女性を除くすべての年齢集団及び性別で<sup>137</sup>Csの生物学的半減  
27 期と体重の間に高い相関性が見つかった。また、キノコ料理で被ばくし、7か月後に妊  
28 娠した女性の妊娠中の生物学的半減期は、妊娠前の54%になり、産後は元に戻った。こ  
29 のときの胎児への移行は、等価線量5 mSvをはるかに下回り、母乳中濃度は母体血中濃度  
30 の15%であった (Thornberg and Mattsson 2000)。

31 セシウムの消失速度はカリウム摂取によって変化する可能性がある。<sup>137</sup>Csを腹腔内投  
32 与したラットで、カリウム未添加の標準飼料 (カリウム1%含有) を与えたラットではセ  
33 シウムのクリアランスが120日であったのに対し、カリウムを8～11%添加した標準飼料  
34 では60日となった (Richmond and Furchner 1961)。食事制限をして20日後、カリウム添  
35 加飼料を与えられたラットにおける<sup>137</sup>Csの体内負荷量は未添加飼料を与えられたラット  
36 の2分の1であった。

37 セシウムは母体から胎盤を通過し胎児へ移行する。ヒトの胎盤と胎児組織で測定可能  
38 な量の<sup>137</sup>Csが検出されている (Toader et al. 1996; Yoshioka et al. 1976)。セシウム濃度は  
39 未熟な胎児より成長した胎児の方が高い (Toader et al. 1996)。妊娠前後の測定又は妊娠

1 していないコントロールと比べて妊娠中の消失半減期が短いことが示されており、妊娠  
2 は母体からのセシウムの除去を増加させるかもしれない (Bengtsson et al. 1964; Rundo and  
3 Turner 1966; Thornberg and Mattsson 2000; Zundel et al. 1969)。しかし、動物実験において  
4 セシウムは胎盤を通過するが、胎児では、母動物や胎盤よりも濃縮度合は低い (Mahlum  
5 and Sikov 1969)。ヒト母乳でもセシウムが検出されている (Thornberg and Mattsson 2000)。  
6  
7

## 8 (6) 実験動物

9 放射性セシウムを曝露した動物実験報告で公開されている論文は極めて数少なかつた。

10  
11 論文では、 $^{137}\text{Cs}$ の単位をキュリーで記載しているが、ここでは、換算式 ( $36.75 \text{ MBq}$   
12  $= 1.0 \text{ mCi}$ ) を用いて、ベクレル単位で記す。

### 13 経口曝露による実験

#### 14 ①造血機能・免疫機能への影響

15  
16 BALB/C マウスに  $20 \text{ kBq/L}$  の  $^{137}\text{Cs}$  ( $^{137}\text{CsCl}$ ;  $30 \text{ nM}$ ) を含む飲料水を 2 週間投与し  
17 た試験では、雌雄を交配して生まれた児マウスに、親と同じく  $20 \text{ kBq/L}$  の  $^{137}\text{Cs}$  ( $^{137}\text{CsCl}$ ;  
18  $30 \text{ nM}$ ) を含む飲料水を最長 20 週間にわたって投与した。6 週目から 20 週目までの期  
19 間の平均的曝露量は、一日当たり  $76.5 \text{ kBq/匹}$ 。(仮にマウスの体重を  $25 \text{ g}$  とすると、一  
20 日当たり  $3.06 \text{ MBq/kg}$  体重に相当)。 $^{137}\text{Cs}$  は大腿骨、脾臓、胸腺などのリンパ造血器官  
21 を含む様々な臓器に分布していた。造血系ではいかなる影響も観察されなかつた (Bertho  
22 et al., 2010)。同じ動物で免疫反応を調べたところ、フィトヘマグルチニンに対する増殖  
23 応答、混合リンパ球反応のアロ抗原に対する反応、破傷風毒素及びキーホールリンペッ  
24 トヘモシアニンなどの抗原に対する免疫グロブリン反応等の機能テストでは、 $^{137}\text{Cs}$  を摂  
25 取した動物とコントロール動物を比較したところ有意な機能的変化はなかつた (Bertho,  
26 2011)。  
27

#### 28 ②小腸の構造と機能への影響

29 Sprague-Dawley 雄ラット (10 週齢) に、 $^{137}\text{Cs}$  を  $6,500 \text{ Bq/L}$  の用量で 3 ヶ月以上に  
30 わたり投与した。 $^{137}\text{Cs}$  を含む水の摂取により、小腸上皮の構造や上皮細胞の生理機能へ  
31 の異常及び炎症反応は観察されなかつた。この用量は、ラット 1 匹当たり  $150 \text{ Bq}$  に相当  
32 し、Chernobyl 事故の汚染地域住民の曝露レベルに匹敵する用量と記載されている  
33 (Dublineau et al., 2007)。  
34

#### 35 ③中枢神経系への影響

36 Wistar の雌雄ラットに、 $^{137}\text{Cs}$  を 38 日間あるいは 84 日間、飲水投与した。 $^{137}\text{Cs}$  の放  
37 射エネルギー合計は、それぞれラット 1 匹あたり、 $288 \text{ Bq}$  及び  $460 \text{ Bq}$  である。これらの動物  
38 に、強制水泳、シャトルボックスの能動的回避反応、攻撃的行動スコアを用いた行動試  
39 験を行ったところ、曝露による影響が観察され、その影響に性差が認められた (Ramboiu

1 et al.1990)。

2  
3  $^{137}\text{Cs}$  は、慢性被曝により中枢神経系で検出されることがあることから、 $^{137}\text{Cs}$  曝露が  
4 ラットの中枢神経系に及ぼす影響が、オープンフィールド行動、さらに脳波像の観点か  
5 ら検討されている。Sprague-Dawley 雄ラットに、 $^{137}\text{Cs}$  を含む水を自由摂取させた実験  
6 では曝露 30 日目と 90 日目にオープンフィールド試験及び脳波計測を行った。このとき  
7 の用量は 400 Bq/kg に相当する。その結果、オープンフィールド行動に有意な影響は見  
8 られなかった。一方、30 日後には、 $^{137}\text{Cs}$  により、覚醒状態及び徐波睡眠の出現数が有  
9 意に減少し、平均持続期間が有意に増加したが、これらの変化は一過性で 90 日目には消  
10 失していた。 $^{137}\text{Cs}$  被曝ラットは、90 日後に対照群に比べて 0.5-4 Hz の周波数バンドの  
11 出力が増加していた。これらの電気生理学的変化は、脳幹において  $^{137}\text{Cs}$  が局所的に蓄  
12 積した結果によると解釈されている。結論として、 $^{137}\text{Cs}$  の曝露により軽微で一過性の中  
13 枢神経系への影響が観察されたことになる。この曝露線量は、チェルノブイリ汚染地域  
14 住民が摂取する量と同程度であり、被ばく地域の住民の中枢神経系障害を考慮しなけれ  
15 ばならないと著者らは主張している。

#### 16 17 ④脂質代謝への影響

18 放射性核種の内部被曝による脂質代謝への影響を調べるため、肝臓と脳のコレストロ  
19ール代謝への  $^{137}\text{Cs}$  の慢性的経口摂取の影響が検討されている。Sprague Dawley 雄ラッ  
20トに 9 か月間、事故後の線量と同様の  $^{137}\text{Cs}$  を含む水 (150 Bq/ラット/日) を与えた。血  
21清プロファイルと脳と肝臓コレストロール濃度は変化がなかった。肝臓と脳において、  
22数種の遺伝子発現の軽微な変化が観察されたが、コレストロール代謝への生理学的な影  
23響は観察されていない。チェルノブイリで住民が内部被曝を受けているのと同レベルで  
24は、コレストロール代謝への影響は観察されていない (Racine et al.2009)

25  
26 公開されている  $^{137}\text{Cs}$  に関する動物実験のうち、生体影響を広範にわたって調べた論文  
27は、ビーグル犬を用いた実験である (Nikula et al.1995; 1996)。

28 この1995年の報告では、12-14ヶ月齢の雌雄各33匹のビーグル犬を使用。各投与群あ  
29たり、雌雄各6匹に0、36、52、72、104、141 MBq  $^{137}\text{Cs}$ /kg体重 (それぞれ、0、7.4、  
3011.2、14.0、16.4 11.8 Gyの蓄積線量に相当) の $^{137}\text{CsCl}$ を単回静脈注射。最高用量群  
31では81日までに造血機能により死亡した。 $^{137}\text{Cs}$ を投与された雄犬すべては、精細管上皮  
32の造精細胞の顕著な異常と無精子症を示した。雌雄ともに、肝臓、鼻腔をはじめ、様々  
33な組織で良性及び悪性腫瘍が観察され、 $^{137}\text{Cs}$ の累積用量と悪性腫瘍の発生頻度との間に  
34有意な関係が認められた (Nikula et al. 1995)。累積骨髄線量が7~24 Gy (700~2,400  
35rad) で、重篤な骨髄抑制が観察された (Nikula et al. 1995)。

36 1996年の実験は、この1995年報告、ならびに類似の条件での追試実験をとりまとめた  
37ものであり、両者から得られた結論は、基本的に同様であった (Nikula et al. 1996)。

## ⑤生殖への影響

2ヶ月齢のCBAとC57BLの雑種の雌雄マウスに、 $^{137}\text{Cs}$ （硝酸セシウムとして）を経口投与して交配し、生殖影響が調べられている（Ramaiya et al. 1994）。

この実験は、単回投与後17週間観察する実験と2週間連日投与後、8週まで交配実験からなる。単回投与実験では、用量は、 $0.37 \times 10^4$ から $11.1 \times 10^4 \text{ Bq/g}$  体重の5用量レベルであった。総吸収線量（5週間後）は $0.1 \sim 3.0 \text{ Gy}$ であった。精巣への $^{137}\text{Cs}$ の累積線量が $0.1 \sim 1 \text{ Gy}$ までは、受胎能の著しい低下を引き起こさない。17週では、投与群と対照群との間に有意な受胎能の違いは認められなくなった。2週間連日投与後、8週まで交配した実験では、総投与量が $1.85 \times 10^4$ 、 $7.40 \times 10^4$ 、 $18.5 \times 10^4 \text{ Bq/g}$  体重の3用量レベルである。精巣の累積線量が $1.40$ 及び $3.50 \text{ Gy}$ の投与群（ $7.40 \times 10^4$ 、 $18.5 \times 10^4 \text{ Bq/g}$  体重相当）では、胎芽の有意な死亡率の上昇が2週目以降、観察された（Ramaiya et al. 1994）。

## ⑥遺伝毒性

セシウム安定同位体の遺伝毒性の報告は限られているが、塩化セシウムがヒト培養リンパ球で染色体異常頻度を有意に増加させており（Ghosh et al. 1993）、マウスの骨髄細胞では染色体異常及び小核の出現頻度が共に有意に増加している（Ghosh et al. 1990, 1991; Santos-Mello et al. 2001）。硫酸セシウムは、大腸菌（*E. coli*）試験株PQ37及びPQ35を用いたSOSクロモテストにおいて、著しい毒性を示すほど高い用量でも、代謝活性化の有無にかかわらずDNA損傷性を示さなかった（Olivier and Marzin 1987）。

セシウム放射性同位体の *in vivo* 試験成績について以下の報告がある。マウスにおいて、 $^{137}\text{Cs}$ （硝酸セシウムとして）の反復経口投与（2週間の連日投与）による遺伝毒性と、 $^{137}\text{Cs}$ 線源を用いた外部全身照射（23時間/日での19.5日間）によるものとが比較されている（Ramaiya et al. 1994）。比較可能な積算放射線量（約 $3 \sim 4 \text{ Gy}$ ）では、両方の曝露方法で優性致死の増加は同程度であった。 $^{137}\text{Cs}$ （塩化セシウムとして）の単回経口投与で、全身照射線量が約 $3 \text{ Gy}$ のマウス精原細胞において、相互転座頻度の有意な増加が報告されている（Ramaiya et al. 1994）。

密封された $^{137}\text{Cs}$ 線源から $\gamma$ 線を総線量 $0.5 \sim 4 \text{ Gy}$ 照射された妊娠14日の雌ラットからの胎児の血液細胞で小核頻度の有意な（線量に依存した）増加が認められた（Koshimoto et al. 1994）。外部 $^{137}\text{Cs}$ 線源から $\gamma$ 線を照射されたカニクイザルでは、精原細胞における相互転座が総吸収線量 $0.3 \sim 1.5 \text{ Gy}$ の範囲で線量に相関して増加していた。急性高線量率（ $0.25 \text{ Gy/分}$ ）照射後の転座誘発率は、長期低線量率（ $1.8 \times 10^{-7} \text{ Gy/分}$ ）照射より約10倍高いことも示された（Tobari et al. 1988）。これらの影響は放射線照射によるものであり、セシウム自体によるものではなかった。

セシウムの放射性同位体は*in vitro*試験でも遺伝毒性があることが示されている。密封された $^{137}\text{Cs}$ 線源の $\gamma$ 線を照射したヒト末梢血リンパ球において、 $0.05 \sim 6.00 \text{ Gy}$ の線量範囲で線量に依存した小核頻度の上昇が観察された（Balasem and Ali 1991）。また、ヒト培養リ

1    ンパ球で染色体異常 (Doggett and McKenzie 1983; Hintenlang 1993; Iijima and Morimoto  
2    1991) 、チャイニーズハムスターCHO細胞株で染色体異常と姉妹染色分体交換 (Arslan et  
3    al. 1986) が誘発されている。さらに、ヒトの精子での染色体異常と小核 (Kamiguchi et al.  
4    1991; Mikamo et al. 1990, 1991) やマウス培養細胞でのDNA鎖切断 (Biedermann et al. 1991)  
5    の誘発も報告されている。

## 8    (7) ヒトへの影響

9        ヒトにおける<sup>137</sup>Cs (<sup>137</sup>CsClとして) への曝露に伴う健康影響に関する原著論文等の報  
10    告は極めて数少なかった。<sup>137</sup>Csへの経口曝露のみによる、全身影響 (呼吸器系、消化器  
11    系、心血管系、筋骨格系、腎臓、内分泌、体重及び代謝) への影響、死亡、中枢神経系・  
12    生殖・発生・免疫の各機能及び発がん性に関する報告は急性・慢性に関わらず、見つか  
13    らなかつた。

14  
15        最も詳細な報告は、1987年ブラジルのGoianiaにおいて、<sup>137</sup>CsClを含む医療用放射線  
16    源が廃棄され、解体処理業者が壊したことによるの被曝事故による事例である

17    (Brandão-Mello et al. 1991)。

18        約112,000人が被曝のモニタリングを受け、249人が外部もしくは内部被曝があつたこ  
19    とが確認された。そのうち、129人が中等度以上の内部被曝 (経皮・経口) があると判断  
20    された。50人は入院による詳細な医学的観察が必要で、曝露程度が比較的低い79人は外  
21    来患者として処置された。曝露を受けた50人は、吐き気、嘔吐、下痢など急性症状を示  
22    した。

23        特に症状が重篤な20人の男女比は、16:4、平均年齢は26.9歳 (年齢幅: 6~57歳) で  
24    あつた。ほとんど全員がこの廃棄物処理場周辺に居住していた。

25        IAEA技術情報による細胞遺伝学的曝露量測定法での測定で、20人の被曝線量は、0.6  
26    から7.0 Gyと推定された。

27        被曝線量が0.6から1.1 Gyまでの4人は、臨床症状、血液学的検査では異状は認めら  
28    れていない。しかし、1.0から7.0 Gyの被曝を受けたと推定される者17人には、食欲不  
29    振、悪心、放射性皮膚炎という軽度の症状から、体重低下、発熱、出血、黄疸、骨髓機  
30    能不全、免疫機能不全、さらに、特に被曝量が高かつた者4人が数週間以内に死亡した。

31        (Brandão-Mello et al. 1991)。また、曝露開始1か月の間で、9人では、無精子症が観察  
32    された (Brandão-Mello et al. 1991)。

33        同曝露事例で、口腔を中心に調査解析した研究グループの報告 (Gomes et al. 1990) に  
34    よれば、曝露者では口腔内出血・潰瘍が観察されている (Brandão-Mello et al. 1991)

35  
36        1948年、南ウラル地方にあるMayak Production Associationはソ連の核兵器計画の  
37    ためのプルトニウムの製造を始め、1949~1956年まで放射性物質をTecha Riverに流し  
38    た。放出は1950-1952年が最大であつたと言われる。その川辺の41の村の住民、約3  
39    万人を対象に、Techa Riverコホートが設けられた。対象集団では、川の水や土壌から

1 ガンマ線による外部被曝を受け、汚染された水や牛乳を使うことにより、 $^{137}\text{Cs}$  や  $^{90}\text{Sr}$   
2 などの放射性核種の内部被曝が広がった。健康調査は 1950 年代に始まった。

3 Techa River コホートには、1950 年以前に生まれた約 25,000 人のオリジナルコホー  
4 ト(OTRC)、これに 1950 - 60 年に転入した約 5000 人を加えた拡大コホート(ETRC)、ま  
5 た胎内被曝した子どものコホートがある。被曝線量の推定には外部被曝と内部被曝を合  
6 わせた Techa River Dosimetry System (TRDS) が採用されているが、下記の最近の分  
7 析に用いられた 2000 年バージョンが現在見直されているとのことである。固形がんでは  
8 胃組織の線量が参照され、最高 0.47 Gy, 平均 0.04 Gy, 中央値 0.01 Gy と推定されてい  
9 る。そのうち内部被曝が 55%を占めるという。また、赤色骨髄 (RBM) 線量 最高 2 Gy,  
10 平均 0.3 Gy, 中央値 0.2 Gy と推定している。

11 約 50 年の追跡により、Krestinina LY et al 2007 では固形がんの胃線量 (診断前 5 年  
12 間の被曝を除く) による ERR/Gy 1.0 (P=0.04 95%CI 0.3~1.9)、Ostroumova E et al  
13 2008 では女性の乳がんの ERR/Gy 4.99(P=0.01 95%CI 0.8~12.76)、Krestinina LY et al  
14 2010 では RBM 線量による白血病の ERR/Gy を 4.9 (95%CI 1.6~14) と推定している。  
15 これは、Ostroumova E et al 2006 の TRDS2000 以前の Techa River Cohort 内の白血病  
16 の症例対照研究で得られた推定値 OR/Gy 4.6(95%CI 1.7~12.3)と類似している。

17 いずれも、低線量であっても、原爆コホートでみられたのと同等のリスクが観察され、  
18 低線量の LNT モデルの妥当性を裏づけている。Techa River コホートからの今後の研究  
19 結果が注目される。

20  
21 また、Tondel M et al 2006 では、チェルノブイリ原発事故 2 日後の大雨によるスウェ  
22 ーデン 8 州の放射性降下物 ( $^{137}\text{Cs}$ ) 曝露と発がんの増加との関連を推定する研究が行わ  
23 れた。1986 年にスウェーデンの中でも大雨によるセシウム汚染の激しかった 8 州に在住  
24 する 0 歳から 60 歳までの住民 113 万 7,106 人が対象である。居住地点と、GIS 技術と  
25  $^{137}\text{Cs}$ -137 のデジタルマップから、一人ひとりに曝露が割り当てられた。国の定点観測シ  
26 ステムのデータベースによるガンマ線の分光分析により、カリウム、トリウム、ウラニ  
27 ウムの測定が可能であり、時間当たりの線量 (nGy) に置き換えられて  $^{137}\text{Cs}$  情報が得ら  
28 れた。また、地質学調査によって地面放射ガンマ線量の情報が得られた。

29 国のがん登録データから 1988~1999 年の間に 33,851 例のがん罹患が確認された。年  
30 齢、地面放射ガンマ線量、人口密度、1988~1999 の肺がん罹患、1986~1987 年のがん  
31 罹患により層別して、放射性セシウムによる MH(マーテルヘンゼル)-IRR (罹患率比)  
32 を検討した。全がんリスクは、0~8 nGy/hr の群に比べ、9~23、24~43、44~66、67  
33 ~84 nGy/hr の群で 0.997、1.072、1.114、1.068、1.125 であった。100 nGy/hr ごと  
34 の ERR は 0.042 (95%CI 0.001~0.084)であった。

35  
36 ヒトに対する遺伝毒性については、ブラジル Goiânia で検査前約 2.5 年にわたって開封  
37 された  $^{137}\text{CsCl}$  線源に曝露されていた人々では、T リンパ球における点突然変異頻度の上  
38 昇が観察された。外部被曝の推定線量は 1.7 Gy であった。著者らは全身での計測と糞尿  
39 での測定活性に基づいて内部被曝線量を推定したが、実際的な推定値は報告されなかつ

1 た。同じ事故で被ばくした人々において、染色体異常の頻度が外部被曝線量の推定に用  
2 いられた (Natarajan et al. 1998)。

3 ヒトにおいて遺伝毒性が現れ始める特定の放射線線量レベルを突き止めたという報告  
4 は見つからなかった。放射性セシウム曝露と関連のある遺伝毒性影響について、曝露経  
5 路による違いに関する情報もなかった。1986年のチェルノブイリ事故の放射性降下物へ  
6 の最初の被曝から5年後に、<sup>137</sup>Cs降下物で汚染された土壤の地域に住むベラルーシの子  
7 ども3群(合計41人)の末梢血リンパ球を調べたところ、イタリアの子ども10人の対  
8 照群に比べて、染色体異常頻度のわずかな上昇が観察された (Padovani et al. 1993)。

9 <sup>137</sup>Csによる汚染が550~1,500 GBq/km<sup>2</sup>である地域(チェルノブイリから70 km)の  
10 Navrovl'aの子ども達では、全身での計測から体内に蓄積された<sup>137</sup>Cs活性が0.46~2.8 kBq  
11 であることがわかった。事故後すぐにチェルノブイリ地域からチェルノブイリより200  
12 ~300 kmの地域(<sup>137</sup>Csの土壤汚染40-400 GBq/km<sup>2</sup>)へ避難した子ども達と、Stolin地域  
13 (チェルノブイリから250 km、<sup>137</sup>Csの土壤汚染40~550 GBq/km<sup>2</sup>)に居住する子ども達  
14 では、体内に蓄積された<sup>137</sup>Cs活性はそれぞれ0.044~0.4 kBq、7.7~32.3 kBqであったと  
15 報告されている。体内における活性は<sup>137</sup>Csで汚染された食品の摂取によるものであった。  
16 リンパ球の染色体異常頻度にわずかな上昇が観察されたが、明確な症状はなかった。こ  
17 れらの遺伝毒性影響は放射線照射によるものであり、セシウム自体によるものではなか  
18 った。

19  
20 放射性セシウムと膀胱癌との関連について、ウクライナチェルノブイリ原発事故で  
21 <sup>137</sup>Csに汚染された地域の住民を対象とした報告がなされた (Romanenko et al. 2009)。  
22 対象は1994年から2006年の間に採取した、汚染地域の前立腺肥大症患者および慢性膀  
23 胱炎患者の膀胱組織131例、および対照群としての非汚染地域の前立腺肥大症患者の膀  
24 胱組織33例であった。汚染地域患者に上皮異形成および上皮内癌を伴う特異的な慢性増  
25 殖性膀胱炎(チェルノブイリ膀胱炎)が認められた。上皮異形成の発生頻度は、土壤汚  
26 染が $1.9 \times 10^{11} \sim 1.1 \times 10^{12}$  Bq/km<sup>2</sup>群で97%、 $1.9 \times 10^{10} \sim 1.9 \times 10^{11}$  Bq/km<sup>2</sup>群で83%、  
27 非汚染地域群では27%であった。また、上皮内癌の発生頻度は $1.9 \times 10^{11} \sim 1.1 \times 10^{12}$   
28 Bq/km<sup>2</sup>群で67%、 $1.9 \times 10^{10} \sim 1.9 \times 10^{11}$  Bq /km<sup>2</sup>群で59%、非汚染地域群では0%で  
29 あった。非汚染地域群に比較して $1.9 \times 10^{11} \sim 1.1 \times 10^{12}$  Bq /km<sup>2</sup>群及び $1.9 \times 10^{10} \sim 1.9 \times$   
30  $10^{11}$  Ci/km<sup>2</sup>群では上皮異形成および上皮内癌の発生頻度とも有意に増加していた。24  
31 時間尿における<sup>137</sup>Csの排泄量は、 $1.9 \times 10^{11} \sim 1.1 \times 10^{12}$  Bq /km<sup>2</sup>群、 $1.9 \times 10^{10} \sim 1.9 \times$   
32  $10^{11}$  Bq /km<sup>2</sup>群および非汚染地域群でそれぞれ $6.47 \pm 14.3$  Bq/L、 $1.23 \pm 1.01$  Bq/L、 $0.29$   
33  $\pm 0.03$  Bq/Lであり、非汚染地域群に比較して $1.9 \times 10^{11} \sim 1.1 \times 10^{12}/\text{km}^2$ 群及び $1.9 \times$   
34  $10^{10} \sim 1.9 \times 10^{11}$  Bq /km<sup>2</sup>群では有意な高値を示した (Raes et al.1991)。

1       ○専門委員からのコメント

2       放射性セシウムの経口曝露による動物実験及び疫学研究は極めて少ない。動物実験に  
3       ついては、用量設定も不十分で方法論の面で論文の信頼度も比較的低い。吸収率、経口  
4       曝露にともなう生体影響（死亡、免疫、リンパ球、神経系、生殖及び発生への影響、発  
5       がん性）はほとんど解明されていない。チェルノブイリ原発事故によるセシウムの放射  
6       性降下物により、スウェーデン人において全がんリスクのわずかな上昇が観察された  
7       という報告があるが、線量推定における不確実性や個人レベルの曝露や交絡要因を把握し  
8       ていないという限界があるものとする。

9       原子力利用の平和及び軍事利用に伴う環境への放出の可能性が想定されるにもかかわらず、  
10      このように情報が欠損している理由は定かではない。ただし、広島・長崎、チェ  
11      ルノブイリ、ハンフォード、ゴイアニアにおける放射線への外部及び内部被曝に伴う、  
12      白血病をはじめとする様々な人体影響については、放射性セシウムを含む放射線による  
13      影響として、別途検討する必要がある。