

(案)

清涼飲料水評価書

ほう素

2012年3月

食品安全委員会

化学物質・汚染物質専門調査会

目 次

	頁
<審議の経緯>	2
<食品安全委員会委員名簿>.....	2
<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>	3
要 約	4
I. 評価対象物質の概要.....	5
1. 起源・用途	5
2. 化学名、原子量.....	5
3. 物理化学的性状.....	5
4. 現行規制等.....	5
II. 安全性に係る知見の概要.....	6
1. 毒性に関する科学的知見.....	6
(1) 体内動態.....	6
(2) 実験動物等への影響.....	8
(3) ヒトへの影響.....	24
2. 国際機関等の評価.....	29
3. 曝露状況.....	33
III. 食品健康影響評価	34
略号	39
<参照>	40

<審議の経緯>

2003年 7月 1日	厚生労働大臣より清涼飲料水中のほう素の規格基準改正に係る食品健康影響評価について要請、関係書類の接受
2003年 7月 18日	第3回食品安全委員会（要請事項説明）
2010年 10月 25日	第8回化学物質・汚染物質専門調査会清涼飲料水部会
2010年 12月 16日	第9回化学物質・汚染物質専門調査会清涼飲料水部会
2011年 1月 31日	第10回化学物質・汚染物質専門調査会清涼飲料水部会
2011年 2月 21日	第11回化学物質・汚染物質専門調査会清涼飲料水部会
2012年 3月 22日	第9回化学物質・汚染物質専門調査会幹事会

<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)	(2009年6月30日まで)
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

(2009年7月1日から)	(2011年1月7日から)
小泉直子（委員長）	小泉直子（委員長）
見上 彪（委員長代理***）	熊谷 進（委員長代理****）
長尾 拓	長尾 拓
野村一正	野村一正
畑江敬子	畑江敬子
廣瀬雅雄	廣瀬雅雄
村田容常	村田容常

* : 2007年2月1日から

** : 2007年4月1日から

*** : 2009年7月9日から

**** : 2011年1月13日から

<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>

(2009年10月1日から)

佐藤 洋 (座長)

立松正衛 (座長代理)

青木康展*

安藤正典*

圓藤吟史※

圓藤陽子*

太田敏博**

川村 孝

熊谷嘉人*

渋谷 淳**

白井智之

津金昌一郎

寺本敬子

遠山千春

中室克彦*

長谷川隆一**

花岡研一

広瀬明彦*

村田勝敬

安井明美

山内 博

山中健三

吉永 淳

鰐淵英機

※：幹事会

*：清涼飲料水部会

(2011年10月1日から)

佐藤 洋 (座長)

長谷川隆一* (座長代理)

青木康展**

圓藤吟史※

圓藤陽子*

香山不二雄

熊谷嘉人*

渋谷 淳**

白井智之

祖父江友孝

田中亮太*

寺本敬子

遠山千春

中室克彦*

広瀬明彦*

増村健一*

村田勝敬

安井明美

吉永 淳

鰐淵英機*

※：幹事会

*：清涼飲料水部会

要 約

清涼飲料水の規格基準改正に係る化学物質として、ホウ素の食品健康影響評価を行った。

評価に用いた試験成績は、急性毒性試験（マウス、ラット、イヌ 等）、亜急性毒性試験（マウス、ラット、イヌ）、慢性毒性試験及び発がん性試験（マウス、ラット、イヌ）、生殖・発生毒性試験（マウス、ラット、ウサギ）及び遺伝毒性試験等の成績である。

実験動物においては、ホウ素は精巣毒性及び発生毒性を示すことが報告されている。また、実験動物を用いた研究で発がん性を支持する証拠は得られておらず、遺伝毒性はない。

ヒトにおけるホウ素の健康影響に関する情報には、症例報告及び職業曝露又は飲料水からの摂取についての疫学調査等がある。症例報告では、ホウ素は主として曝露部位（胃腸、皮膚）に障害を起こすことが報告されている。疫学調査では、労働環境又は飲料水からホウ素に高濃度曝露された男性を対象として生殖影響が調べられており、男女比率への影響を示唆するようなデータも存在するが、ホウ素の生殖影響を明確に示す結果は得られていない。

以上のことから、ホウ素については耐容一日摂取量（TDI）を算出することが適切であると判断した。

ホウ素の TDI については、ラットの発生毒性試験における胎児の骨格変異が認められた試験データから、無毒性量（NOAEL）は 9.6 mg/kg 体重/日（ホウ素として）となり、不確実係数 100（種差 10、個体差 10）を適用して、96 µg/kg 体重/日となった。

以上、ホウ素の TDI を 96 µg/kg 体重/日（ホウ素として）と設定した。

1 I. 評価対象物質の概要

2 ホウ素は、「ほう素」や「硼素」などの表記を用いることがあるが、本評価書では
3 「ホウ素」を用いることとする¹。

4
5 1. 起源・用途

6 自然水中に含まれることはまれであるが、火山地帯の地下水、温泉にはメタホウ酸
7 の形で含まれることがあり、また金属表面処理剤、ガラス、エナメル工業などで使用
8 されるので、工場排水から自然水に混入することがある（厚生労働省 2003）。

9
10 2. 化学名、元素記号、原子量

11 IUPAC

12 和名：ホウ素

13 英名：Boron

14 CAS No. : 7440-42-8

15 原子記号：B

16 原子量：10.81

17
18 3. 物理化学的性状

19 天然には、ホウ酸又はホウ酸塩として存在する（Lide 2008）。ホウ素化合物には様々
20 な化学形態があるが、本評価書に引用したものを中心に主なものの物理化学的性状を
21 示す。

22

名称	ホウ素	ホウ酸	ホウ砂（ホウ酸ナトリウム 10 水和物）
分子式（分子量）	B（10.81）	H ₃ BO ₃ （61.83）	Na ₂ B ₄ O ₇ ·10H ₂ O （381.37）
物理的性状	黒色の斜方晶	無色の三斜晶	白色の単斜晶
沸点（℃）	4000℃	—	—
融点（℃）	2075℃	170.9℃	75℃（分解）
比重（水=1）	2.34	1.5	1.73（20℃）
水溶解度 g/100 g（25℃）	不溶	5.80	3.17

23

24 4. 現行規制等

25 (1) 法令の規制値等

26 水質基準値（mg/L）：1.0（ホウ素の量に関して）

27 環境基準値（mg/L）：1（海域については適用しない）

28 その他の基準

29 水道施設の技術的基準（mg/L）：1.0（海水等を原水とする場合）

30 薬品基準（mg/L）：0.1（ホウ素の量に関して）

¹厚生労働省からは、「ほう素」で評価要請がなされている。

1 資機材基準 (mg/L) : 0.1 (ホウ素の量に関して)
2 給水装置の構造及び材質の基準 (mg/L) : 0.1 (ホウ素の量に関して) (水栓そ
3 他の末端の給水用具)
4 1.0 (ホウ素の量に関して) (末端以
5 外の給水用具及び給水管)
6 食品衛生法 : 食品、添加物等の規格基準 (清涼飲料水の製造基準 ; ミネラル
7 ウォーター類の原水) (mg/L) : 30 (ホウ酸として ; ホウ素換算 5.2)

9 (2) 諸外国等の水質基準値又はガイドライン値

10 WHO (mg/L) : 2.4 (第4版)

11 EU (mg/L) : 1.0

12 米国環境保護庁 (EPA) (mg/L) : なし

13 欧州大気質ガイドライン : なし

14 その他基準 : Codex Standard for Natural Mineral Waters (mg/L) ;
15 ホウ酸塩 5 (ホウ素として)

16 II. 安全性に係る知見の概要

17 WHO 飲料水水質ガイドライン、EPA/統合リスク情報システム (IRIS) のリスト、
18 米国有害物質・疾病登録局 (ATSDR) の毒性学的プロファイル、独立行政法人新エ
19 ネルギー・産業技術総合開発機構 (NEDO) の評価書等を基に、毒性に関する主な科
20 学的知見を整理した (WHO 2003、WHO 2008、WHO 2009、WHO 2011、EPA 2004a、
21 EPA 2004b、EPA 2008、ATSDR 2010、NEDO 2008、JECFA 1961)。

22 なお、本評価書Ⅱの1及び2においては、ホウ素化合物の重量から換算したホウ素
23 元素としての重量を mg B と表記した。

24 1. 毒性に関する科学的知見

25 (1) 体内動態

26 ① 吸収

27 ホウ酸及びホウ砂に曝露されたヒト又は実験動物では、血液、組織、尿中のホ
28 ウ素濃度の上昇、あるいは全身性中毒症状が認められることから、ホウ酸及びホ
29 ウ砂が消化管及び気道から吸収されることが示されている (WHO 2003)。種々
30 の経路 (経口、静脈内投与) により摂取されたホウ素の吸収率は、ヒトでは 64
31 ~98%であり、ラットでも同様であったと報告されている (Dourson 1998)。

32 傷のない皮膚からの吸収はほとんどないが、傷のある皮膚からはかなりの量が
33 吸収される (WHO 2003)。

34 ② 分布

35 Fischer 344 (F344) ラット (雄) にホウ酸 (61 mg B/kg 体重 ; ATSDR 換算)
36 を7日間又は28日間混餌投与し、ホウ素の体内分布を調べた試験がある。7日間
37 投与試験では、対照群での各組織での濃度は副腎を除き 4 µg/g 以下であったが、
38

1 投与群では、投与 1 日後で血漿及び脂肪組織を除く脳、肝臓、腎臓、筋肉及び生
2 殖組織等の軟組織のホウ素濃度は 2~20 倍に上昇していた。血漿及び軟組織のホ
3 ウ素濃度は 3~4 日で定常状態 (12~30 µg/g) に達したが、骨では 7 日間の投与
4 期間を通して増加し続け、非曝露に対し約 40 倍である 40~50 µg/g となった。こ
5 れは血漿中濃度の 2~3 倍で、体内で最も高く、一方、脂肪組織中では、血漿中
6 濃度の 20%であった (Ku et al. 1991)。

7 また、ラット (雄) にホウ酸 (9,000 ppm) を 7 日間又は 28 日間混餌投与した
8 後に投与を中止し、組織中のホウ素濃度を測定した試験がある。ホウ酸投与を中
9 止すると、骨中のホウ酸濃度は急速に減少し、9 週間後には大幅に回復した。そ
10 の後の 5 か月間も徐々に減少したが、完全な回復には至らず、非曝露時の 3 倍程
11 度までの回復であった (Moseman 1994)。28 日間投与試験でも血液及び軟組織
12 中のホウ素濃度は 4 日で定常状態 (10~19 µg/g) に達していた。また、血液中の
13 ホウ素はほぼ全量が血漿中に存在していた (Moseman 1994、Treinen and
14 Chapin 1991)。

15 16 ③ 代謝

17 ホウ素は体内では代謝されない。体内ではホウ酸として存在し、これが尿中で
18 検出される唯一の形態である (ATSDR 2010)。

19 20 ④ 排泄

21 男性ボランティアにホウ酸水溶液を経口又は静脈内投与した試験で、尿中の回
22 収率は経口投与 96 時間後で 94%、静脈内投与 120 時間後で 99%であり、半減期
23 は両者とも 24 時間以内であった。経口投与のホウ酸はほぼ完全に消化管から吸
24 収され (Jansen et al. 1984a)、また投与経路に関わらず 90%以上が尿から排泄
25 されることが示された (Jansen et al. 1984b)。

26 公表されている文献データを評価した結果、ヒトの場合、種々の経路 (経口、
27 静脈内投与) により摂取されたホウ素の吸収率は 64~98%、排泄率は 67~98%
28 の範囲であり、ラットの場合も同様であった。また、投与量と血中ホウ素濃度の
29 関係を整理し算出したクリアランスは、ラットで 163 mL/kg 体重/時、ヒトで 41
30 mL/kg 体重/時であり、両者のクリアランスの比は 4 であった。妊娠ラットのク
31 リアランスは 397 mg/kg 体重/時であった (Dourson 1998)。また、36 名の健康
32 な女性の糸球体濾過速度 (GFR) の平均値は、妊娠初期では 145±23 mL/分、妊
33 娠後期では 144±32 mL/分であった。(Dourson 1998、WHO 2003)。

34 妊婦のホウ素の腎クリアランスは、妊婦 15 人のデータから 1.02 mL/kg 体重/
35 分 (66.1 mL/分) と算出された (U.S. Borax 2000、EPA 2004b)。

36 妊娠ラットに 0.05~5 mg B/kg 体重/日を強制投与した試験では、妊娠、非妊娠
37 ラットの血中濃度の半減期はそれぞれ 3.2、2.9 時間、クリアランスはそれぞれ
38 3.2~3.4、3.0~3.2 mL/kg 体重/分であり、妊娠による腎クリアランスへの影響は
39 認められなかったとの報告もある (Vaziri et al. 2001)。

40 また、WHO は、ラットとヒトにおけるクリアランスの比 3~4 は TDI 算出の

1 際に用いる種差の不確実係数 10 のうち、トキシコキネティクス (TK) 要素のデ
2 フォルト値 ($10^{0.5} \approx 3.2$) (IPCS 1994) に近いことを指摘している (WHO 2003)。
3

4 (2) 実験動物等への影響

5 ① 急性毒性試験

6 ホウ酸又はホウ砂のマウス及びラットにおける経口半数致死量 (LD_{50}) は、400
7 ~700 mg B/kg 体重と報告されている (Pfeiffer et al. 1945、Weir and Fisher
8 1972、WHO 2009)。

9 モルモット、イヌ、ウサギ及びネコでは、経口 LD_{50} は 250~350 mg B/kg 体
10 重と報告されている (WHO 2009)。

11 ホウ酸及びホウ砂を高用量で単回経口投与された動物の急性中毒症状として、
12 抑鬱状態、運動失調、摂餌量低下、成長遅延、四肢の炎症及び水腫、脳のうっ血
13 及び水腫、ヘモグロビン及びヘマトクリット値の低下、痙攣、死亡が観察された。
14 また、腎臓の変性、生殖機能への影響及び精巣萎縮も認められた (Larsen 1988)。
15

16 ② 亜急性毒性試験

17 a. 13 週間亜急性毒性試験 (マウス)

18 B6C3F₁ マウス (雌雄、各投与群 10 匹) におけるホウ酸 (0、1,200、2,500、
19 5,000、10,000、20,000 ppm : 雄 0、34、70、141、281、563 mg B/kg 体重/日、
20 雌 0、47、97、194、388、776 mg B/kg 体重/日 ; EPA 換算) の 13 週間混餌投
21 与試験が行われた。各投与群で認められた毒性所見を表 1 に示す。

22 20,000 ppm 投与群の雌雄で死亡率の増加、前胃の過角化及び棘細胞増生が認
23 められた。5,000 ppm 以上の投与群の雌雄で体重増加抑制、雄で精細管の変性又
24 は萎縮が認められた。すべてのホウ酸投与群において軽度の脾臓の髓外造血亢進
25 がみられた (NTP 1987、Dieter 1994)。

26 EPA は本試験での最小毒性量 (LOAEL) を脾臓の髓外造血亢進に基づき雄 :
27 34 mg B/kg 体重/日、雌 : 47 mg B/kg 体重/日とし、無毒性量 (NOAEL) は求め
28 られないとしている (EPA 2008)。
29

30 表 1 マウス 13 週間亜急性毒性試験

試験物質	投与群	雄	雌
ホウ酸	20,000 ppm (雄 : 563 mg B/kg 体重/日、 雌 : 776 mg B/kg 体重/日)	死亡率増加 (8/10) 前胃の過角化及び棘細 胞増生	死亡率増加 (6/10) 前胃の過角化及び棘細 胞増生
	5,000 ppm (雄 : 141 mg B/kg 体重/日、 雌 : 194 mg B/kg 体重/日) 以上	体重増加抑制 精細管の変性又は萎縮	体重増加抑制
	1,200 ppm (雄 : 34 mg B/kg 体重/日、 雌 : 47 mg B/kg 体重/日) 以上	軽度の脾臓の髓外造血 亢進	軽度の脾臓の髓外造血 亢進

31

1 b. 90日間亜急性毒性試験（ラット）

2 Sprague-Dawley (SD) ラット（雌雄、各投与群 10 匹）におけるホウ酸（0、
3 52.5、175、525、1,750、5,250 ppm : 0、3.9、13、38、124、500 mg B/kg 体重
4 /日 ; EPA 換算）又はホウ砂（ホウ素として 0、52.5、175、525、1,750、5,250 ppm :
5 0、4.0、14、42、125、455 mg B/kg 体重/日 ; EPA 換算）の 90 日間混餌投与試
6 験が行われた。各投与群で認められた毒性所見を表 2 に示す。

7 ホウ酸投与試験については、最高用量群では動物全数が 3～6 週間以内に死亡
8 した。1,750 ppm 投与群の雌雄で浅速呼吸、眼の炎症、四肢の腫脹、四肢及び尾
9 の表皮剥離、体重増加抑制、体重減少、肝臓、脾臓の絶対重量及び脳、甲状腺、
10 肝臓の相対重量の減少が認められた。また、雄の精巣、腎臓、副腎、雌の卵巣の
11 絶対重量の減少がみられ、精巣の完全な萎縮、雄の全例及び雌の数例で副腎皮質
12 の脂質含有量増加、網状帯細胞の肥大が認められた（Weir and Fisher 1972）。

13 ホウ砂投与試験については、ホウ酸投与と同様に、最高用量群での全数死亡、
14 1,750 ppm 投与群での精巣の完全な萎縮等が認められた（Weir and Fisher 1972）。

15 EPA は精巣の完全な萎縮に基づき、本試験の LOAEL を 1,750 ppm（124～125
16 mg B/kg 体重/日）、NOAEL を 525 ppm（38～42 mg B/kg 体重/日）としている
17 （EPA 2008）。

18
19 表 2 ラット 90 日間亜急性毒性試験

試験物質	投与群	雄	雌
ホウ酸	5,250 ppm (500 mg B/kg 体重/ 日)	死亡 (10/10)	死亡 (10/10)
	1,750 ppm (124 mg B/kg 体重/ 日)	浅速呼吸、眼の炎症、四肢の腫 脹、四肢及び尾の表皮剥離、体 重増加抑制、体重減少、肝臓、 脾臓、腎臓、副腎、精巣の絶対 重量減少 精巣の完全な萎縮 副腎皮質の脂質含有量増加、網 状帯細胞の肥大	浅速呼吸、眼の炎症、四肢の腫 脹、四肢及び尾の表皮剥離、体 重増加抑制、体重減少、肝臓、 脾臓、卵巣の絶対重量減少
	525 ppm (38 mg B/kg 体重/日) 以下	毒性所見なし	毒性所見なし
ホウ砂	5,250 ppm (455 mg B/kg 体重/ 日)	死亡 (10/10)	死亡 (10/10)
	1,750 ppm (125 mg B/kg 体重/ 日)以上	浅速呼吸、眼の炎症、四肢の腫 脹、四肢及び尾の表皮剥離、体 重増加抑制、体重減少、脳、肝 臓、脾臓、腎臓、精巣の重量減 少 精巣の完全な萎縮 副腎皮質の脂質含有量増加、網 状帯細胞の肥大	浅速呼吸、眼の炎症、四肢の腫 脹、四肢及び尾の表皮剥離、体 重減少、肝臓、脾臓、副腎、卵 巣の絶対重量減少 副腎皮質の脂質含有量増加、網 状帯細胞の肥大
	525 ppm (42 mg B/kg 体重/日)	毒性所見なし	毒性所見なし

1
2 c. 90日間亜急性毒性試験（イヌ）

3 ビーグル犬（雌雄、各投与群5匹）におけるホウ酸（ホウ素として0、17.5、175、
4 1,750 ppm：雄0、0.33、3.9、30.4 mg B/kg 体重/日、雌0、0.24、2.5、21.8 mg
5 B/kg 体重/日；EPA 換算）又はホウ砂（ホウ素として0、17.5、175、1,750 ppm：
6 雄0、0.33、3.9、30.4 mg B/kg 体重/日、雌0、0.24、2.5、21.8 mg B/kg 体重/
7 日；EPA 換算）の90日間混餌投与試験が行われた。各投与群で認められた毒性
8 所見を表3に示す。

9 ホウ酸投与群において、病理組織検査では、175 ppm以下の投与群では精巣の
10 異常所見はみられなかったが、1,750 ppm投与群では重度の精巣萎縮が認められ
11 た。また、雄に甲状腺の相対重量の減少、雌に肝臓相対重量の減少が認められた。

12 ホウ砂投与群においては、175 ppm以下の投与群では精巣の異常所見はみられ
13 なかったが1,750 ppm投与群の雄に重度の精巣萎縮、甲状腺相対重量の減少、雌
14 に脳絶対重量の増加、また雌雄にヘマトクリット（Ht）値及びヘモグロビン（Hb）
15 濃度の減少が認められた。（Weir and Fischer 1972）。

16 EPAは本試験のLOAELを1,750 ppm（21.8～30.4 mg B/kg 体重/日）、NOAEL
17 を175 ppm（2.5～3.9 mg B/kg 体重/日）としている。しかし、精巣毒性の用量-
18 反応直線は非常に急勾配であることが他の動物試験でのNOAELとLOAELから
19 明らかであり、本試験でのNOAELとLOAELの10倍の相違は、正しい用量-
20 反応関係を示すものではないことが示唆されると指摘している（EPA 2008）。

21
22 表3 イヌ90日間亜急性毒性試験

試験物質	投与群	雄	雌
ホウ酸	1,750 ppm （雄：30.4 mg B/kg 体重、 雌：21.8 mg B/kg 体重）	重度の精巣萎縮 甲状腺相対重量減少	肝臓相対重量減少
	175 ppm （雄：3.9 mg B/kg 体重、 雌：2.5 mg B/kg 体重）以下	毒性所見なし	毒性所見なし
ホウ砂	1,750 ppm （雄：30.4 mg B/kg 体重、 雌：21.8 mg B/kg 体重）	死亡（1/5） 重度の精巣萎縮 甲状腺相対重量減少 Ht 値及び Hb 濃度減少（2/5）	脳絶対重量増加なし Ht 値及び Hb 濃度減少 （3/5）
	175 ppm （雄：3.9 mg B/kg 体重、 雌：2.5 mg B/kg 体重）以下	毒性所見なし	毒性所見なし

23
24 ③ 慢性毒性試験及び発がん性試験

25 a. 2年間慢性毒性試験（マウス）

26 B6C3F₁マウス（雌雄、各投与群50匹）におけるホウ酸（0、2,500、5,000 ppm：
27 0、48、96 mg B/kg 体重/日；著者らによる換算）の2年間（103週間）混餌投与
28 試験が行われた。各投与群で認められた毒性所見を表4に示す。

29 高低両用量群において、雄に死亡率の増加が認められた。5,000 ppm投与群の

雌雄で体重増加抑制が認められた。病理組織学的所見として両用量群の雄で精細管の萎縮、高用量群の雄で精巣間細胞の過形成が認められた。精細管の萎縮は、精細管からの精原細胞、一次・二次精母細胞、精細胞、精子の消失と、それに伴うセルトリ細胞のみからなる精細管の出現・増加などにより判断された。また、ホウ酸投与による腫瘍発生頻度の上昇は認められなかった (NTP 1987、Dieter 1994)。

NTP (米国国家毒性プログラム) は、本試験での雌雄 B6C3F₁ マウスへの 2,500、5,000 ppm (48、96 mg B/kg 体重/日) のホウ酸投与に関し「発がん性の証拠はない」と結論している (NTP 1987、Dieter 1994)。

表 4 マウス 2 年間慢性毒性試験

試験物質	投与群	雄	雌
ホウ酸	5,000 ppm (96 mg B/kg 体重/日)	体重増加抑制 精巣間細胞の過形成	体重増加抑制
	2,500 ppm (48 mg B/kg 体重/日) 以上	死亡率の増加 精細管の萎縮	毒性所見なし

b. 2 年間慢性毒性試験 (ラット)

SD ラット (雌雄、各投与群 35 匹) におけるホウ酸及びホウ砂 (ホウ素として 0、117、350、1,170 ppm : 0、5.9、17.5、58.5 mg B/kg 体重/日 ; EPA 換算) の 2 年間混餌投与試験が行われた。各投与群で認められた毒性所見を表 5 に示す。

ホウ酸投与試験では 1,170 ppm 投与群の雌雄で、被毛の粗剛、尾の鱗状化、円背位 (背湾姿勢)、足の肉趾の腫脹及び落屑、足指の爪の異常伸長、眼瞼炎症、血様眼脂及び体重増加抑制、雄で精巣の絶対及び相対重量の減少、精上皮萎縮及び精細管径の減少が、雌で Ht 値及び Hb 濃度の減少が認められた。117、350 ppm 投与群では、一般症状、行動、成長、摂餌、血液学的検査、血清生化学的検査、組織学的検査結果のいずれにおいても統計学的に有意な影響は認められなかった。

ホウ砂投与でも 1,170 ppm 投与群の雌雄にホウ酸投与と同様の一般症状及び Ht 値及び Hb 濃度の低下、雄に精巣異常が認められた。117、350 ppm 投与群では、ホウ酸同様、有意な影響は認められなかった (Weir and Fisher 1972)。

著者らは、本試験等から、ラットに対する慢性毒性及び生殖毒性の無作用量 (NOEL) をホウ素として 350 ppm (18 mg B/kg 体重/日 ; EPA 換算) としている。

EPA は本試験の NOAEL を 17.5 mg B/kg 体重/日、LOAEL を 58.5 mg B/kg 体重/日 (EPA 2008)、NEDO (2008) では NOAEL を 17.5 mg B/kg 体重/日と判断している。

本試験について NTP は、ホウ酸はラットに対し発がん性がないことを示す適切なデータがあると結論付けている (NTP 1987) が、EPA は病理組織検査が行われた組織は限られており、腫瘍に関する所見の記載もないことから、発がん性試験としてデザインされたものではない (EPA 2008) としている。

1
2

表 5 ラット 2 年間慢性毒性試験

試験物質	投与群	雄	雌
ホウ酸	1,170 ppm (58.5 mg B/kg 体重/日)	被毛の粗剛、尾の鱗状化、円背位（背湾姿勢）、足の肉趾の腫脹及び落屑、足指の爪の異常伸長、眼瞼炎症、血様眼脂及び体重増加抑制 精巣の絶対及び相対重量減少 精上皮萎縮及び精細管径の減少	被毛の粗剛、尾の鱗状化、円背位（背湾姿勢）、足の肉趾の腫脹及び落屑、足指の爪の異常伸長、眼瞼炎症、血様眼脂及び体重増加抑制 Ht 値及び Hb 濃度の減少
	350 ppm (17.5 mg B/kg 体重/日) 以下	毒性所見なし	毒性所見なし
ホウ砂	1,170 ppm (58.5 mg B/kg 体重/日)	被毛の粗剛、尾の落屑化、円背位（背湾姿勢）、足の肉趾の腫脹及び落屑、足指の爪の異常伸長、眼瞼炎症、血様眼脂及び体重増加抑制 Ht 値及び Hb 濃度の減少 精巣の絶対及び相対重量低下 精上皮萎縮及び精細管径の減少	被毛の粗剛、尾の落屑化、円背位（背湾姿勢）、足の肉趾の腫脹及び落屑、足指の爪の異常伸長、眼瞼炎症、血様眼脂及び体重増加抑制 Ht 値及び Hb 濃度の減少
	350 ppm (17.5 mg B/kg 体重/日) 以下	毒性所見なし	毒性所見なし

3
4
5
6
7
8
9
10

c. 2 年間慢性毒性試験（イヌ）及び 38 週間亜急性毒性試験（イヌ）

ビーグル犬（雌雄、各投与群 4 匹）におけるホウ酸又はホウ砂（ホウ素として 0、58、117、350 ppm : 0、1.5、2.9、8.8 mg B/kg 体重/日 ; WHO 換算）の 2 年間混餌投与試験が行われた。いずれの投与群においても投与に関連した変化はみられなかった（表 6）（Weir and Fisher 1972）。

表 6 イヌ 2 年間慢性毒性試験

試験物質	投与群	雄	雌
ホウ酸	350 ppm (8.8 mg B/kg 体重/日) 以下	投与に関連した変化なし	投与に関連した変化なし
ホウ砂	350 ppm (8.8 mg B/kg 体重/日) 以下	投与に関連した変化なし	投与に関連した変化なし

11
12
13
14
15
16
17
18

上記試験の追加試験として、ビーグル犬（雌雄、各投与群 4 匹）におけるホウ酸又はホウ砂（ホウ素として 1,170 ppm : 29 mg B/kg 体重/日 ; WHO 換算）の 38 週間混餌投与試験が行われた。各投与群で認められた毒性所見を表 7 に示す。

本試験では、26 週で 2 匹、38 週で 1 匹、38 週の投与後 25 日間の回復期間後に 1 匹の剖検が行われた。26 週時点で、ホウ酸投与群に重度の精巣萎縮及び精子形成不全、ホウ砂投与群に重度の精巣萎縮及び精子形成不全が認められた。投与後に 25 日間の回復期間を設けたホウ酸及びホウ砂投与各 1 匹のうち 1 匹（いず

1 れの投与か記載なし)に精巣病変の回復が認められた(Weir and Fisher 1972、
2 Weir 1967 ; EPA 2004 から引用)。なお、雌に関する所見の記載はない。

3 著者らはこの試験の NOEL をホウ素濃度 350 ppm (8.8 mg B/kg 体重/日 ; WHO
4 換算) であるとしている。

5 WHO は、本試験に関し動物数が少ないうえに数が不揃いのため(剖検を行っ
6 た 3 時点においていずれも 1 又は 2 匹)、統計解析には不十分であるとしている
7 (WHO 2003)。

8
9 表 7 イヌ 38 週間亜急性毒性試験

試験物質	投与群	雄	雌
ホウ酸	1,170 ppm (29 mg B/kg 体重/日)	26 週 重度の精巣萎縮 精子形成不全	(記載なし)
ホウ砂	1,170 ppm (29 mg B/kg 体重/日)	26 週 重度の精巣萎縮 精子形成不全	(記載なし)
ホウ酸 又は ホウ砂	1,170 ppm (29 mg B/kg 体重/日)	38 週投与後 25 日回復期間 精巣病変の回復	(記載なし)

10
11 WHO は、上記の一連の試験は、優良試験所基準 (GLP) の施行以前のもので
12 あるため、試験に対する信頼性は十分でなく、次の理由からリスク評価に含める
13 には適当でないと指摘している (WHO 2003)。すなわち、(1) 供試動物の数が
14 少なくかつ不揃いであること、(2) 対照群に種々の病変が現れておりバックグラ
15 ウンドが多様なため、処理による影響を明確にできないこと、(3) GLP 施行前
16 あったこと、(4) 最近の科学的に質の高い研究で、同様のホウ素摂取レベルのケ
17 ース (Ku et al. 1993 (II (2) ④ e. 生殖毒性試験)、Price et al. 1996b (II (2)
18 ④ h. 発生毒性試験)) での新しい知見が得られていること等である。

19
20 ④ 生殖・発生毒性試験

21 a. 発生毒性試験 (マウス)

22 Swiss マウス (雌、各投与群 28~29 匹) におけるホウ酸 (0、0.1、0.2、0.4% :
23 0、248、452、1,003 mg/kg 体重/日 : 0、43、79、175 mg B/kg 体重/日 ; 著者ら
24 による換算) の妊娠 0~17 日の混餌投与試験が行われた。各投与群で認められた
25 毒性所見を表 8 に示す。

26 母動物では 0.4% 投与群で体重の増加抑制、腎臓相対重量の増加が認められた。
27 また、0.1% 投与群で、軽度の腎臓障害 (用量依存性の尿細管の拡張/再生) が認
28 められた。

29 児動物では 0.2% 以上の投与群で胎児体重の減少、0.4% 投与群で吸収胚の発生
30 頻度及び一腹当たりの奇形発生頻度の増加が認められた。奇形は主に第 13 肋骨
31 の短縮であった。一方、第 1 腰椎での痕跡状過剰肋骨又は腰肋の発生 (解剖的変
32 異) は逆に減少していた。

1 著者らは、本試験において母動物毒性に関する NOAEL は把握できないが、発
 2 生毒性に関する NOAEL は 248 mg/kg 体重/日 (43 mg B/kg 体重/日) としてい
 3 る (Heindel et al. 1992)。

4 WHO は、本試験の発生毒性に対する LOAEL を 79 mg B/kg 体重/日、NOAEL
 5 を 43 mg B/kg 体重/日としている (WHO 2003)。

6
7 **表 8 マウス発生毒性試験**

試験物質	投与群	投与期間	母動物	児動物
ホウ酸	0.4% (175 mg B/kg 体重/日)	妊娠 0~17 日	体重の増加抑制、 腎臓相対重量の増 加	吸収胚の発生頻度増加 一腹当たりの奇形発生頻 度の増加 (奇形は主に第 13 肋骨の 短縮)
	0.2% (79 mg B/kg 体重/日) 以上		—	胎児体重の減少
	0.1% (43 mg B/kg 体重/日) 以上		軽度の腎臓障害 (用量依存性の尿 細管の拡張/再生)	毒性所見なし

8
9 **b. 三世代生殖発生毒性試験 (ラット)**

10 SD ラット (雌雄、各投与群雄 8 匹、雌 16 匹) におけるホウ酸又はホウ砂 (ホ
 11 ウ素として 0、117、350、1,170 ppm : 0、5.9、17.5、58.5 mg B/kg 体重/日 ;
 12 WHO 換算) の三世代混餌投与試験が行われた。各投与群で認められた毒性所見
 13 を表 9 に示す。

14 ホウ酸及びホウ砂投与のいずれも、1,170 ppm 投与群の雄では、精巣萎縮及び
 15 無精子が、雌では排卵減少が認められた。また、この投与群の雌を対照群の雄と
 16 交配させたところ妊娠は認められなかった。一方、117、350 ppm 投与群ではホ
 17 ウ素投与による生殖・授乳、児動物の体重・外観への影響は認められなかった。

18 著者らは、この試験の NOEL はホウ素濃度 350 ppm (17.5 mg B/kg 体重/日 ;
 19 WHO 換算) であるとしている (Weir and Fisher 1972)。

20 また、WHO は、本試験の NOAEL を 17.5 mg B/kg 体重/日としている (WHO
 21 2003)。

22
23 **表 9 ラット三世代生殖発生毒性試験**

試験物質	投与群	雄	雌
ホウ酸	1,170 ppm (58.5 mg B/kg 体重/日)	精巣萎縮及び無精子	排卵減少 不妊 (対照群の雄と交配させた場合)
	350 ppm (17.5 mg B/kg 体重/日) 以下	生殖・発生に関する毒 性所見なし	生殖・発生に関する毒性所見なし
ホウ砂	1,170 ppm (58.5 mg B/kg 体重/日)	精巣萎縮及び無精子	排卵減少 不妊 (対照群の雄と交配させた場合)
	350 ppm (17.5 mg B/kg 体重/日) 以下	生殖・発生に関する毒 性所見なし	生殖・発生に関する毒性所見なし

1
2 c. 生殖毒性試験（ラット）

3 SD ラット（雄、各投与群 8 匹、110～112 日齢）におけるホウ酸（0、250、500、
4 1,000、2,000 mg/kg 体重；0、44、87、175、350 mg B/kg 体重；WHO 換算）
5 の生殖毒性試験が行われた。各投与群で認められた毒性所見を表 10 に示す。

6 ホウ酸は 2 回に分けて 1 日のみ経口投与し、投与後 14 日に剖検した。精巣及
7 び精巣上体の形態検査の結果、1,000 及び 2,000 mg B/kg 体重投与群で、排精障
8 害、精巣上体での精子形態異常及び精巣上体頭部での精子数減少が認められた。

9 著者らはこの試験の NOEL は、500 mg/kg 体重（87 mg B/kg 体重；WHO 換
10 算）としている（Linder et al. 1990）。

11 また、WHO は、本試験の NOAEL を 87 mg B/kg 体重、LOAEL を 175 mg B/kg
12 体重としている（WHO 2003）。

13
14 表 10 ラット生殖毒性試験

試験物質	投与群	雄
ホウ酸	1,000 mg/kg 体重 (175 mg B/kg 体重) 以上	排精障害、精巣上体での精子形態異常及び精巣上体頭部での精子数減少
	500 mg/kg 体重 (87 mg B/kg 体重) 以下	毒性所見なし

15
16 d. 生殖毒性試験（ラット）

17 SD ラット（雄、各投与群 18 匹）におけるホウ砂（ホウ素として 0、500、1,000、
18 2,000 ppm；0、25、50、100 mg B/kg 体重/日；著者らによる換算）の 30 又は
19 60 日間混餌投与試験が行われた。各投与群で認められた毒性所見を表 11 に示す。

20 30 又は 60 日間、1,000 又は 2,000 ppm を投与した群で精巣上体重量の減少、
21 精母細胞、精細胞及び精子の減少が用量依存的に認められ、60 日間、1,000 又は
22 2,000 ppm を投与した群で精巣重量の減少及び精細管径の減少が認められた。こ
23 の形態変化と関連して、減数分裂後の生殖細胞のマーカであるヒアルロニダー
24 ゼ、ソルビトール脱水素酵素、乳酸脱水素酵素アイソザイム X の比活性低下と、
25 減数分裂前の精原細胞に関連するグリセルアルデヒド三リン酸脱水素酵素、リン
26 ゴ酸脱水素酵素の比活性の上昇及び血漿中の卵胞刺激ホルモン濃度の上昇が用量
27 依存的に認められた。

28 ホウ砂の投与後、雌と交配し受精能力を検査した。1,000 及び 2,000 ppm 投与
29 群で受精能力の低下又は消失が認められた。受精能力は 2,000 ppm を 60 日投与
30 した群を除きその後回復したが、最高投与群では 8 か月後も回復せず、交尾行動
31 は正常であったが、妊娠はしなかった（Lee et al. 1978）。

32 EPA は精巣への毒性に基づき、本試験の LOAEL を 50 mg B/kg 体重/日、
33 NOAEL を 25 mg B/kg 体重/日としている（EPA 2008）。

1

表 11 ラット生殖毒性試験

試験物質	投与群	投与期間	雄
ホウ砂	2,000 ppm (100 mg B/kg 体重/日)	30 日	精巣上体重量減少 精母細胞、精細胞、精子の顕著な減少 受精能力の低下 (投与後 6 週間は受精能力消失、 その後も対照群の 25~50%)
		60 日	精巣、精巣上体重量減少 精母細胞、精細胞、精子の完全な無形成 精細管径の減少 受精能力の消失 (投与後 8 か月間まで観察)
	1,000 ppm (50 mg B/kg 体重/日)	30 日	精巣上体重量減少 精母細胞、精細胞、精子の減少 受精能力の低下 (投与後 4 週間後には対照群の 80%程度に回復)
		60 日	精巣、精巣上体重量減少 精母細胞、精細胞、精子の大部分の消失 精細管径の減少 受精能力の低下 (投与後 5~6 週間後には対照群 の 60~80%に回復)
	500 ppm (25mg B/kg 体重/日)	30 日	毒性所見なし
		60 日	毒性所見なし

2

3

e. 生殖毒性試験 (ラット)

4

F344 ラット (雄、各投与群 6 匹) におけるホウ酸 (0、3,000、4,500、6,000、9,000 ppm : 0、26、38、52、68 mg B/kg 体重/日 ; 著者らによる換算) の 9 週間混餌投与試験が行われた。各投与群で認められた毒性所見を表 12 に示す。

7

投与終了後最大 32 週間まで回復状態が観察された。3,000 及び 4,500 ppm 投与群では排精の抑制、6,000 及び 9,000 ppm 投与群では時間経過とともに排精抑制から精巣萎縮への進行が認められた。これらの病変発現には精巣中ホウ素濃度の閾値があり、排精抑制は 5.6 µg/g、精巣萎縮は 11.9 µg/g であった。投与期間を通して、精巣でのホウ素蓄積はなく、精巣中ホウ素濃度は血中ホウ素濃度を超えることはなかった。投与終了後には、すべての投与群において、血清及び精巣ホウ素濃度はバックグラウンドレベルまで回復した。4,500 ppm 投与群における排精の抑制は投与終了後 16 週までに回復したが、6,000 及び 9,000 ppm 投与群の精巣萎縮は投与終了後最大 32 週まで回復しなかった (Ku et al. 1993、Chapin et al. 1997)。

17

EPA は本試験の LOAEL を 26 mg B/kg 体重/日としている (EPA 2008) 。

18

19

20

21

22

23

24

1
2

表 12 ラット生殖毒性試験

試験物質	投与群	雄	
		所見	精巣中ホウ素濃度 (9週間後)
ホウ酸	9,000 ppm (68 mg B/kg 体重/日)	重度の排精抑制 (2週～) 精巣の萎縮 (5週～) 精巣の完全な萎縮 (6週) 精巣萎縮は投与終了後 32 週でも回復せず	15.1 µg/g
	6,000 ppm (52 mg B/kg 体重/日)	重度の排精抑制 (2週～) 精巣の萎縮 (7週～) 精巣の完全な萎縮 (9週) 精巣萎縮は投与終了後 32 週でも回復せず	11.9 µg/g
	4,500 ppm (38 mg B/kg 体重/日)	重度の排精抑制 (2週～) 排精抑制は投与終了後 16 週で回復	8.8 µg/g
	3,000 ppm (26 mg B/kg 体重/日)	軽度の排精抑制 (5週～)	5.6 µg/g

3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14

f. 生殖毒性試験 (ラット)

F344 ラット (雄) にホウ酸 (9,000 ppm : 61 mg B/kg 体重/日 ; 著者らによる換算) を混餌投与し、投与開始後 4~28 日の間に剖検する試験が行われた。剖検は、各回、投与群 6 匹、対照群 4 匹について実施した。各投与期間で認められた毒性所見を表 13 に示す。

顕微鏡観察では、投与 4 日では異常は認められなかったが、投与 7 日後では投与群の半数、投与 10 日後では全数に排精抑制が認められ、28 日ではすべてのラットの精細管における精母細胞及び精子細胞の減少が認められた。血清テストステロン濃度は 4 日以降に減少が認められた (Treinen and Chapin 1991)。

表 13 ラット生殖毒性試験

試験物質	投与群	投与期間	雄
			所見
ホウ酸	9,000 ppm (61 mg B/kg 体重/日)	4 日	顕微鏡観察で異常所見なし
		4 日以降	血清テストステロン濃度減少
		7 日	排精抑制 (3/6)
		10 日	排精抑制 (6/6)
		28 日	排精抑制 精細管における精母細胞及び精子細胞の減少

15
16
17
18
19
20
21
22

g. 発生毒性試験 (ラット)

SD ラット (雌、各投与群 29 匹) におけるホウ酸 (0、0.1、0.2、0.4% : 0、78、163、330 mg/kg 体重/日 : 0、14、29、58 mg B/kg 体重/日 ; 著者らによる換算) の妊娠 0~20 日の混餌投与試験が行われた。また、追加群 (各投与群 14 匹) としてホウ酸 (0、0.8% : 0、539 mg/kg 体重/日 : 0、94 mg B/kg 体重/日 ; 著者らによる換算) を妊娠 6~15 日に混餌投与した (用量設定試験において妊娠 0 日からの 0.8% 投与は胎児死亡率が極めて高かったため、着床前胚損失及び胚死

1 亡率を減少させるべく妊娠 6～15 日間にのみ投与)。各投与群で認められた毒性
2 所見を表 14 に示す。

3 母動物については、0.2%以上の投与群で肝臓と腎臓の相対重量増加、0.4%以
4 上の投与群で体重増加抑制、0.8%投与群で摂餌量減少と腎臓絶対重量の増加が認
5 められた。

6 児動物については、0.2%以上の投与群では、一腹当たりの奇形胎児発生頻度及
7 び 1 例以上の奇形胎児を生じた腹数の割合が増加した。最も多くみられた奇形は
8 側脳室の拡張及び第 13 肋骨の無形成又は短縮であり、その他、眼、中枢神経系
9 (CNS)、心血管系及び中軸骨格の異常など広範にわたっていた。0.8%投与群で
10 は胎児死亡率の増加がみられた。

11 著者らはこの試験での母動物毒性の NOAEL は 14 mg B/kg 体重/日とし、発生
12 毒性の NOAEL は把握できないが、母動物毒性を示さない用量で発生毒性が発現
13 されるとしている (Heindel et al. 1992)。

14 WHO は、本試験における母動物毒性を示さない発生毒性に対する LOAEL を
15 14 mg B/kg 体重/日としている (WHO 2003)。

16
17 表 14 ラット発生毒性試験

試験物質	投与群	投与期間	母動物	児動物
ホウ酸	0.8% (94 mg B/kg 体重/日)	妊娠 6～15 日	摂餌量減少 腎臓絶対重量の増 加	胎児死亡率の増加
	0.4% (58 mg B/kg 体重/日) 以上	妊娠 0～20 日	体重増加抑制	—
	0.2% (29 mg B/kg 体重/日) 以上		肝臓と腎臓の相対 重量増加	一腹当たりの奇形胎児の 発生頻度増加 1 例以上の奇形胎児を生 じた腹数の割合増加
	0.1% (14 mg B/kg 体重/日)		毒性所見なし	毒性所見なし

18
19 h. 発生毒性試験 (ラット)

20 SD ラット (雌、各投与群 60 匹) におけるホウ酸 (0、250、500、750、1,000、
21 2,000 ppm : 0、19、36～37、55～56、76～74、143～145 mg/kg 体重/日 ; 著者
22 らによる換算 : 0、3.3、6.3、9.6、12.9、25.0 mg B/kg 体重/日 ; WHO 換算) の
23 妊娠 0～20 日の混餌投与試験が行われた。各投与群で認められた毒性所見を表 15
24 に示す。

25 母動物の約半数は妊娠 20 日に剖検し、残りは出産後 21 日目に検査した。児動
26 物は生後 21 日目に検査した。母動物では、2,000 ppm 投与群の妊娠 20 日目にの
27 み腎臓の相対重量の増加が認められた。胎児では、1,000 及び 2,000 ppm 投与群
28 で体重が減少し、第 13 肋骨の短縮及び波状肋骨の発生頻度上昇が認められた。
29 生後 21 日目の児動物では、体重減少及び波状肋骨はいずれの投与群にも認めら
30 れなかったが、第 13 肋骨の短縮が 2,000 ppm 投与群で認められた。

1 著者らは、出生前後の発生毒性の NOAEL について、出生前 750 ppm (9.6 mg
2 B/kg 体重/日)、出生後 1,000 ppm (12.9 mg B/kg 体重/日) としている (Price et
3 al. 1996b)。

4 なお、WHO 飲料水質ガイドライン第 3 版 (WHO 2003、WHO 2008) 及び我
5 が国の水質基準見直しの際の評価 (厚生労働省 2003) においても、本試験の
6 NOAEL を著者らと同じく 750 ppm (9.6 mg B/kg 体重/日) として、リスク評価
7 に用いている。

8 また、EPA は、出生前の発生毒性の NOAEL を 9.6 mg B/kg 体重/日、LOAEL
9 を 12.9 mg B/kg 体重/日としているが、本試験と g. 発生毒性試験のデータを併せ
10 て Allen らにより解析された 5% 影響に対するベンチマーク用量の 95% 信頼下限
11 値 (BMDL₀₅) 10.3 mg B/kg 体重/日 (Allen et al. 1996) を用いて参照用量 (RfD)
12 を算出している (EPA 2004a、EPA 2004b、EPA 2008)。

13
14 表 15 ラット発生毒性試験

試験物質	投与群	投与期間	母動物	胎児 (妊娠 20 日目)	児動物 (生後 21 日目)
ホウ酸	2,000 ppm (25.0 mg B/kg 体重/日)	妊娠 0~20 日	腎臓の相対重量 増加 (妊娠 20 日目 のみ)	体重減少 第 13 肋骨の短縮 及び波状肋骨の発 生頻度上昇	第 13 肋骨の短縮 の発生頻度上昇
	1,000 ppm (12.9 mg B/kg 体重/日)		—	体重減少 第 13 肋骨の短縮 及び波状肋骨の発 生頻度上昇	—
	750 ppm (9.6 mg B/kg 体重/日) 以下		毒性所見なし	毒性所見なし	毒性所見なし

15
16 i. 発生毒性試験 (ウサギ)

17 New Zealand White (NZW) ウサギ (雌、各投与群 18~23 匹) にホウ酸 (0、
18 62.5、125、250 mg/kg 体重/日 : 0、11、22、44 mg B/kg 体重/日 ; 著者らによ
19 る換算) を妊娠 6~19 日に強制経口投与し、妊娠 30 日に検査する発生毒性試験
20 が行われた。各投与群で認められた毒性所見を表 16 に示す。

21 母動物では 250 mg/kg 体重/日投与群で摂餌量の減少、体重の減少、妊娠子宮
22 重量の減少、黄体数の減少及び膣出血が認められた。胎児については、250 mg/kg
23 体重/日投与群で出生前死亡率の上昇、生存胎児のない妊娠母動物数の増加、妊娠
24 30 日における一腹当たり生存児数の減少、一腹当たりの生存奇形胎児数の増加が
25 認められた。奇形は主に心室中隔欠損を主とする心血管系障害であった。62.5、
26 125 mg/kg 体重/日投与群では母動物、児動物とも異常所見は認められなかった。

27 著者らは母動物毒性及び発生毒性を基に本試験の NOAEL を 125 mg/kg 体重/
28 日 (22 mg B/kg 体重/日 ; 著者らによる換算) としている (Price et al. 1996a)。

29 WHO は、母動物毒性及び発生毒性を基に本試験の NOAEL を 22 mg B/kg 体
30 重/日としている。

1 EPA は、母動物毒性及び発生毒性を基に LOAEL 43.7 mg B/kg 体重/日、
 2 NOAEL 21.9 mg B/kg 体重/日としている。

3
 4 表 16 ウサギ発生毒性試験

試験物質	投与群	投与期間	母動物	児動物
ホウ酸	250 mg/kg 体重/日 (44 mg B/kg 体重/日)	妊娠 6～19 日	摂餌量の減少、体重 の減少、妊娠子宮重 量の減少、黄体数の 減少及び膣出血	出生前死亡率の上昇 生存胎児のない妊娠母 動物数の増加 妊娠 30 日における一 腹当たりの生存児数の 減少 一腹当たりの生存奇形 胎児数の増加
	125 mg/kg 体重/日 (22 mg B/kg 体重/日) 以下		毒性所見なし	毒性所見なし

5
 6 [参考]

7 a. マウス発生毒性試験における投与時期と奇形発生との関係

8 実験動物でホウ素による胎児の肋骨形成異常が知られているが、ホウ素投与時
 9 期と奇形発生との関係（発生の有無、発生部位など）を調べるために、ホウ酸を
 10 種々の妊娠日齢の CD-1 妊娠マウスに経口投与し、妊娠 17 日に胎児の一般状態及
 11 び骨格の検査を行った結果が報告されている。各投与群で認められた毒性所見を
 12 表 17 に示す。

13 ホウ酸（500、750 mg/kg 体重/日：87.5、131 mg B/kg 体重）を妊娠 6～10 日
 14 （1 回/日）に投与した場合、第 13 肋骨の短縮がすべての投与群で認められた。
 15 400 mg/kg 体重（70 mg B/kg 体重）を妊娠 6～10 日（2 回/日）に投与すると肋
 16 骨の癒合及び／又は分岐、及び肋骨の無発生が多数認められ、また頸肋の増加も
 17 認められた。400 mg/kg 体重を妊娠 6～10 日のうち 1 日のみ 2 回投与した場合、
 18 妊娠 7 日投与群で頸椎の骨化／頸肋の発生頻度が増加し、妊娠 8 日投与群で肋骨
 19 の無発生が増加した。妊娠 8 日に 750 mg/kg 体重を 2 回投与すると、種々の胸部
 20 骨格異常が増加した。

21 肋骨異常を生じさせる最初の部分的な変化とそれが影響していく過程を明らか
 22 にするには、作用機序に関する研究が必要であるが、著者らは妊娠 8 日における
 23 胚の肋骨無発生に対する感受性から、ホウ酸は、囊胚形成や前体節中胚葉の形成、
 24 あるいはこの領域でのパターンニングのような初期過程に影響を与える可能性が示
 25 唆されるとしている（Cherrington and Chernoff 2002）。

1
2

表 17 マウス発生毒性試験

試験物質	動物数	妊娠日齢	投与量	胎児（妊娠 17 日）	
ホウ酸	10 匹/群	6~10	750 mg/kg 体重/日 (131 mg B/kg 体重/日) 1 回/日	第 13 肋骨の短縮 大腿骨の短縮	
			500 mg/kg 体重/日 (87.5 mg B/kg 体重/日) 1 回/日	第 13 肋骨の短縮	
ホウ酸	16 匹/群	6~10	400 mg/kg 体重/回 (70 mg B/kg 体重/回) 2 回/日	体重減少 大腿骨の短縮 頸椎の骨化/頸肋の発生頻度増加 肋骨の無発生、肋骨の短縮、過剰肋骨 発生頻度の減少、肋骨の癒合及び/又は 分岐発生頻度の増加	
			6	400 mg/kg 体重/回 (70 mg B/kg 体重/回) 2 回	体重減少
			7		体重減少 大腿骨の短縮 頸椎の骨化/頸肋の発生頻度増加
			8		体重減少 大腿骨の短縮 肋骨の無発生
			9		体重減少 (骨格異常に関して対照群がなく、統計処理せず)
			10		体重減少 (骨格異常に関して対照群がなく、統計処理せず)
			10 匹/群	8	750 mg/kg 体重/回 (131 mg B/kg 体重/回) 2 回

3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17

b. マウスでの奇形発生のメカニズム

ホウ素による奇形発生のメカニズムとして、酵素阻害に着目した試験がある。

妊娠 8 日目のマウス (20 匹) に、奇形を誘発する量であるホウ酸 1,000 mg/kg 体重 (175 mg B/kg 体重) を腹腔内投与し、10 匹について投与 1、3、4 時間後に胚を分析し、残りは妊娠 18 日目に剖検を行った。

剖検ではホウ酸投与群胎児の 68% に中軸骨格の異常が認められた。胚の分析では、時間依存的なヒストンの過アセチル化が認められ、過アセチル化ヒストンは大部分が胚中葉節に分布していた。また、ホウ酸はヒストンデアセチラーゼ (HDAC) 活性を阻害することが確認された。

著者らはホウ酸が HDAC 活性を阻害し、かつ、組織特異的に作用していることから、これが奇形の直接原因であるとしている (Di Renzo et al. 2007)。

c. ラットでの奇形発生のメカニズム

ホウ酸曝露を受けた妊娠ラットの胎児にみられる脊椎骨格異常の発生メカニズ

ムについて、遺伝子レベルの試験がある。

ホウ酸（500 mg/kg 体重：87.5 mg B/kg 体重）を妊娠 9 日目に 2 回強制経口投与された SD ラットの胎児（妊娠 13.5 日齢）においては、脊椎発生に關与する *hox* 遺伝子の発現パターンが乱れ、最も前方の脊椎発生に關与する *hoxc6* 及び *hoxa6* 遺伝子の発現の境界が頭部側にシフトしていた。この遺伝子の発現の乱れが胎児期にホウ酸曝露されたラット胎児に認められる奇形（頸椎数が 7 から 6 に減少）に關与している可能性が指摘されている（Wéry et al. 2003）。

d. ラットの骨強度への影響

ホウ素摂取が骨の強度に与える影響を調べた試験がある。ラット（雌雄）におけるホウ酸（0、200、1,000、3,000、9,000 ppm：0、1.8、8.8、26、79 mg B/kg 体重/日）の 1～12 週間混餌投与試験が行われた。各投与群で認められた毒性所見を表 18 に示す。

200 ppm 以上投与群の雄に脊椎の圧縮強度（降伏荷重、破壊荷重、降伏応力、破壊応力）の 5～10%の上昇が認められた。雌にも同様な傾向が認められた。著者らは、骨強度の上昇が著者らの実施した生殖毒性試験での NOAEL 2,000 ppm（未発表）よりもかなり低い用量で認められていることを指摘している（Chapin et al. 1997）。

表 18 ラットの骨強度への影響

試験物質	投与群	雄	雌
ホウ酸	9,000 ppm (79 mg B/kg 体重/日)	大腿骨曲げ強度（破壊応力）の低下	—
	3,000 ppm (26 mg B/kg 体重/日)	—	脊椎圧縮強度（破壊荷重、破壊応力）の上昇
	1,000 ppm (8.8 mg B/kg 体重/日)	—	脊椎圧縮強度（破壊荷重、弾性係数）の上昇
	200 ppm 以上 (1.8 mg B/kg 体重/日)	脊椎圧縮強度（降伏荷重、破壊荷重、降伏応力、破壊応力）の上昇	毒性所見なし

e. ラットでのホウ素と高温の複合下での発生毒性試験

ホウ酸投与や高温が中軸骨格の発生に影響を与えることが知られているが、両者が複合した場合について試験が行われた。

妊娠 10 日のラットにホウ酸（0、250、500 mg/kg 体重）を強制投与した後、水浴させ、37°Cで 30 分間（温度の対照）、又は直腸温が 41、42°Cに到達後 5 分間保持することにより高温曝露とした。複合による児動物の骨格異常への影響は、胸椎、前仙椎の欠損に関しては相乗的（ホウ酸投与と高温の相互作用がある）であり、分節化に関しては相加的であった（Harrouk et al. 2005）。

f. ラットでのエストロゲン作用

ホウ素の生殖毒性と関連して、エストロゲン様作用についての試験が行われた。

1 各投与群で認められた毒性所見を表 19 に示す。

2 卵巣摘出 SD ラット（各投与群 8 匹）にホウ酸（4、25、75 mg/kg 体重/日）を
3 3 日間投与（投与量合計は 2.1、13.1、39.4 mg B/kg 体重）した子宮肥大試験に
4 おいて、75 mg/kg 体重/日投与群で子宮相対重量及び子宮内膜上皮での PCNA（増
5 殖細胞核抗原）陽性細胞の増加が認められた。また、4 mg/kg 体重/日以上投与群
6 において、子宮の内膜上皮細胞の高さの増加、エストロゲン受容体密度の減少が
7 認められたが、血清中エストラジオール濃度の変化はみられず、MCF-7 ヒト乳癌
8 培養細胞の増殖を促進しなかった。

9 著者らは、ホウ酸は *in vivo* でエストロゲン様作用を示したとしている（Wang
10 et al. 2008）。

11
12 表 19 ラットのエストロゲン作用

試験物質	投与群	雌
ホウ酸	75 mg/kg 体重/日×3 日 (計 39.4 mg B/kg 体重)	子宮相対重量の増加、子宮の粘膜上皮細胞の高さの増加、PCNA（増殖細胞核抗原）陽性細胞の増加、エストロゲン受容体密度の減少
	4 mg/kg 体重/日×3 日 (計 2.1 mg B/kg 体重)以上	子宮の粘膜上皮細胞の高さの増加、エストロゲン受容体密度の減少

13
14 ⑤ 遺伝毒性試験

15 a. *in vitro* 試験

16 ホウ酸を用いた試験では、サルモネラ菌 (*Salmonella typhimurium*) を用いた復
17 帰突然変異試験 (NTP 1987、Benson et al. 1984)、マウスリンパ腫細胞を用い
18 た遺伝子突然変異試験 (NTP 1987) 及びチャイニーズハムスター卵巣由来 (CHO)
19 細胞を用いた姉妹染色分体交換試験 (NTP 1987) は S9 の添加の有無にかかわら
20 ず陰性であった。ヒト末梢リンパ球を用いた染色体異常試験 (S9 無添加) で陽性
21 とのトルコからの論文 (Arslan et al. 2008) があるが、NTP で実施された CHO
22 細胞を用いた染色体異常試験は、S9 の添加の有無にかかわらず陰性であった。

23 ホウ砂を用いた試験では、サルモネラ菌を用いた復帰突然変異試験が S9 添加
24 の有無にかかわらず陰性であった (Benson et al. 1984)。

25 マウス胚細胞、チャイニーズハムスター肺由来 (CHL) 細胞及びヒト包皮線維
26 芽細胞を用いた遺伝子突然変異試験 (S9 無添加) は、いずれの細胞においても陰
27 性であった (Landolph 1985)。マウス胚細胞を用いた細胞形質転換試験 (S9 無
28 添加) も陰性であった (Landolph 1985)。

29 *in vitro* 試験結果を表 20 に示す。

1
2

表 20 ホウ素の *in vitro* 遺伝毒性試験結果

試験物質	試験の種類	対象	試験結果		著者名、発行年
			代謝 活性 有	代謝 活性 無	
ホウ酸	復帰突然変異試験	<i>Salmonella typhimurium</i> TA98、TA100	—	—	Benson et al. 1984
		<i>Salmonella typhimurium</i> TA98、TA100、TA1535、 TA1537	—	—	NTP 1987
	遺伝子突然変異試験	マウスリンパ腫細胞	—	—	NTP 1987
	染色体異常試験	CHO 細胞	—	—	NTP 1987
		ヒト末梢リンパ球	ND	+	Arslan 2008
	姉妹染色分体交換試験	CHO 細胞	—	—	NTP 1987
		ヒト末梢リンパ球	ND	—	Arslan 2008
ホウ砂	復帰突然変異試験	<i>Salmonella typhimurium</i> TA98、TA100	—	—	Benson et al. 1984
	遺伝子突然変異試験	C3H/10T1/2 マウス胚線維 芽細胞 (ウアバイン耐性突 然変異)	ND	—	Landolph 1985
		チャイニーズハムスター V79 細胞 (8-アザグアニン 耐性突然変異)	ND	—	
		ヒト包皮線維芽細胞 (ウア バイン耐性突然変異)	ND	—	
	形質転換試験	C3H/10T1/2 マウス胚線維 芽細胞	ND	—	Landolph 1985

3 +: 陽性、—: 陰性、ND: データなし

4
5

b. *in vivo* 試験

6 マウスにホウ酸 (900~3,500 mg/kg 体重) を 2 日間投与した後の骨髓細胞に
7 おける小核試験は陰性であった (O'Loughlin 1991 ; EPA2004b から引用)。結
8 果を表 21 に示す。

9
10

表 21 ホウ素の *in vivo* 遺伝毒性試験結果

試験物質	試験の種類	対象	試験結果	著者名、発行年
ホウ酸	小核試験	マウス骨髓細胞	—	O' Loughlin 1991

11 +: 陽性、—: 陰性、ND: データなし

12
13

(3) ヒトへの影響

14 ホウ素のヒトへの影響に関する情報として、偶発的又は中期的な摂取による症
15 例報告とその解析及びホウ素の職業曝露又は飲料水からの摂取について、特に生
16 殖毒性に着目した疫学調査がある。

17

1 ① 症例報告

2 a. ホウ酸による致死事例

3 ホウ酸の最小致死量は、経口で 640 mg/kg 体重、経皮で 8,600 mg/kg 体重、静
4 脈注射で 29 mg/kg 体重であり、成人はホウ酸の総量 5~20 g で、乳児は 5 g 未
5 満で、死亡するとの報告がある (Stokinger 1981)。

6 なお、Litovitz らは、一般に引用されている致死の可能性のあるホウ酸摂取量
7 は、乳児では総量 3~6 g、成人では 15~20 g であるが、ここには単回摂取と慢
8 性的な摂取との混同があると述べている (Litovits et al. 1988)。

9
10 b. 乳児の経口摂取事例

11 生後 6~16 週の乳児 7 名がホウ砂と蜂蜜の混合物で被覆したおしゃぶりを 4~
12 10 週間使用し、ホウ砂として 12~90 g を摂取 (平均 1 日摂取量は概算値で、18
13 ~56 mg B/kg 体重/日 ; WHO 換算) した事例では、けいれん、易刺激性及び胃
14 腸障害がみられた (O'Sullivan and Taylor 1983)。

15
16 c. 乳児の皮膚反復塗布事例

17 ホウ酸を成分とするベビーパウダーを局所的に反復塗布された乳児の症例 4 件
18 では、皮膚病変 (全身の紅斑、臀部の表皮剥離及び落屑)、胃腸障害及び発作がみ
19 られた (Goldbloom and Goldbloom 1953)。

20
21 d. ホウ酸中毒の症例解析

22 ホウ酸中毒に関する 109 の症例を解析した報告がある。
23 報告症例の約 35% は 1 歳未満の小児に関するものであった。全症例中の死亡率
24 は 55.0% であったが 1 歳未満の小児については 70.2% であった。報告症例中、摂
25 取経路ごとの死亡率は、摂食が 53% (27/51)、ホウ酸による胃洗浄が 75% (3/4)、
26 火傷、傷及び皮膚発疹のホウ酸治療による経皮曝露が 68% (19/28)、その他の経
27 路が 42% (11/26) であった。80 名の患者の症状に関しては、胃腸障害が 73%、
28 中枢神経系への影響が 67% であった。皮膚病変は発症率が高く、全症例の 76%、
29 2 歳未満の小児症例の 88% に認められた。致死症例の肉眼的及び病理組織学的所
30 見から、総じてホウ酸は投与部位や排泄部位及び濃度が最も高い器官 (脳、肝臓)
31 に、化学的刺激を与えたと判断された。中枢神経系に認められた所見は脳及び髓
32 膜の浮腫及び充血であった。その他に共通の所見として、肝臓の所見 (肝肥大、
33 うっ血、脂肪変性、肝細胞の腫脹及び顆粒状変性) が認められた (Gooldbloom and
34 Goldbloom 1953)。

35
36 e. 毒物センターに報告されたホウ酸摂取事例の解析 (1)

37 1983~1984 年間に米国コロラド州の毒物センターに報告されたホウ酸摂取
38 事例 364 件についての後向き調査報告がある。1983 年の摂取事例 276 件につい
39 て発症率は記録されていないが、症状として嘔吐、下痢及び腹痛がみられた。1984
40 年の報告例のうち 72 例の医療記録が完備されているが、その 79% は無症候であ

1 り、20%は軽い症状（自然に収まる悪心、嘔吐、下痢及び腹痛）であった。2歳
2 児の死亡が1例あったが、これは恐らく、99%のホウ酸を含有する殺虫剤を繰返
3 し摂取したことが原因とみられている（Linden et al. 1986）。

4 5 f. 毒物センターに報告されたホウ酸摂取事例の解析（2）

6 1984～1985年に米国の二つの地域毒物センターに報告された784件のホウ酸
7 摂取事例について後向き調査が行われた。事例は2例を除きすべて単回摂取であ
8 った。また、80.2%は6歳未満の小児のケースであった。事例中、重度の毒性症
9 状は認められず、88.3%は無症候であった。症状の多くは嘔吐、腹痛、下痢であ
10 り、その他嗜眠、発疹、頭痛、めまいなどがみられた。ホウ酸摂取事例での平均
11 摂取量は全事例1.4g、無症候事例0.9g（10mg～88.8g）、発症事例3.2g（100
12 mg～55.5g）であった。6歳未満の小児21名（うち15名は2歳未満）及び成人
13 8名は潜在的致死量として報告されている量（小児：3g、成人：15g）以上を摂
14 取したが、致命的影響の証拠は得られなかった（Litovitz et al. 1988）。

15
16 これらの事例に関しWHOは、上述のc.及びd.の症例報告（Goldbloom and
17 Goldbloom 1953）とは異なり、ホウ素のヒトに対する経口毒性は以前に考えられ
18 ていたよりも弱いことを示唆しているとし、全体として、臨床症状を引き起こす
19 ホウ酸の平均用量はなお不明確であるが、恐らくLitovitz（1988）が報告した100
20 mg～55.5g（上述f.）の範囲にあると思われるコメントしている（WHO 2003）。

21 22 ② 疫学調査等

23 生殖・発生への影響及び発がん又は発がん抑制についての疫学調査が行われて
24 いる。また、ホウ素欠乏がヒトに及ぼす影響を観察した低ホウ素摂食試験がある。

25 26 a. 生殖能への影響（トルコ）

27 ホウ素を産出する地域におけるホウ素曝露と生殖能に関する調査が行われた。
28 曝露については、飲料水からの曝露、ホウ砂等の採掘及び後処理における職業曝
29 露及びその両者による曝露が考慮された。飲料水中ホウ素濃度は高濃度地域では
30 2～29 mg/L、低濃度地域では0.03～0.4 mg/Lであった。職場でのホウ素濃度は
31 10 mg/m³以下であった。聞き取り調査では既婚の成人（主に男性）を対象に本
32 人、親、子の三世代について、児の有無・人数・性別などが聴取された。ホウ素
33 を産出せず、かつ飲料水中ホウ素濃度が低い地域が対照として調査され、またト
34 ルコ全国での不妊率も調査された（不妊とは、調査地域の生活慣習を考慮し、結
35 婚2年以内に児の誕生又は妊娠がないことと定義されている）。

36 不妊率に関しては、飲料水中ホウ素濃度の異なる地域間、職業曝露の有無、世
37 代間、親族間、調査群と対照群のいずれにおいても有意差はなかった。子どもの
38 性別に関して、男児／女児比率が高曝露地域では1以下であるのに対し、対照と
39 した非曝露地域では1.37と大きな差があったが、この点については更に検討が必要
40 としている。著者らは不妊率に有意差がないことから、本調査で用いた用量範

1 囲のホウ素曝露はヒトの生殖能に影響を与えないと結論している (Sayli et al.
2 1998a、Sayli 1998b、Sayli 2001、Sayli 2003)。

3 4 **b. 男性生殖能への影響 (フランス)**

5 北フランスの3地域での飲料水中ホウ素濃度と男性の血中ホウ素濃度及び健康
6 影響の指標として出生率、死亡率、児の男女比の関係について調査が行われた。
7 各地域の飲料水中のホウ素濃度は、0.00~0.09 mg B/L、0.10~0.29 mg B/L 及び
8 0.30 mg B/L 以上 (最高値は1 mg B/L 近辺) であった。0.30 mg B/L 以上の地域
9 で出生率の増加及び死亡率の減少がみられた。なお、同地域で血中ホウ素濃度の
10 わずかな上昇及び新生児における女兒比率のわずかな上昇がみられたが、有意差
11 はなかった。いずれにせよ、本調査で用いたホウ素濃度の範囲 (1 mg B/L 以下)
12 では、健康への悪影響は認められなかった (Yazbeck et al. 2005)。

13 14 **c. 男性生殖能への影響 (米国)**

15 カリフォルニアでホウ砂の採掘、製造に従事する男性労働者の生殖能について
16 調査が行われた。生殖能は調査対象群での出生数と、米国全体のデータから期待
17 される出生数 (結婚年齢、結婚歴等を調整) との比である標準化出生率 (SBR)
18 により評価された。SBR は調査群全体のほか、曝露量の大小、経時推移の観点か
19 ら解析されたが、いずれも100以上²であり、ホウ素曝露による生殖能への悪影
20 響は認められないと結論された。なお、新生児の男女比は米国の平均とは逆転し、
21 女兒の比率が高かったが、曝露量との相関はなかった (Whorton et al. 1994)。

22 ATSDR は本報告について、調査計画に厳密さがなく、定量的な曝露データに
23 欠け、対照群が設定されていないため、限定的な研究であるとしている (ATSDR
24 2010)。

25 26 **d. 男性生殖能への影響 (中国)**

27 ホウ素鉱採掘と処理を行う鉱業所における936名の男性作業者を対象に、251
28 名の男性を対照群としてホウ素曝露と生殖に関する健康との関係についての調査
29 が行われた。職業曝露によるホウ素摂取は調査対象群では0.06~51 mg B/日であ
30 り、対照群では0.005~0.016 mg B/日であった。ホウ素関連地域での表層水中ホ
31 ウ素濃度は2~3.8 mg B/L、井水中では1.2~25.1 mg B/L、土壌中では最大1,195
32 mg B/kg に達していたが、対照群地域のホウ素濃度は表層水、井戸水中とも0.67
33 mg B/L 以下、土壌中では最大82 mg B/kg であった。人口統計や生活様式では両
34 者は大差ないが、両群とも喫煙者の比率が64%以上と大きかった。調査対象群に
35 おいて、妊娠の遅れ (子どもを欲してから1年以内の妊娠がないことと定義) の
36 増加と、平均生児出生数の減少がみられたが、喫煙、アルコール消費量、教育及
37 び人種を補正すると統計的に有意ではなく、また、男児出生率が低かったものの
38 統計的に有意ではなかった (Chang et al. 2006)。

² 単位は明記されていないが、記載されている数値から%単位と判断される。

1 EPA は、この調査は信頼性に欠けるとし、その理由として喫煙者又は副流煙曝
2 露者の比率が大きいこと、記憶違いの可能性、人工流産の比率が高いこと（対照
3 群の方が高い）及び一人っ子政策を挙げている（EPA 2008）。

4 5 e. Y:X 染色体比率（中国）

6 いくつかの疫学調査で、高濃度ホウ素曝露群では男児出生率が低下する傾向が
7 認められているが、父親由来の可能性が考えられた。そこで、中国のホウ素鉱山
8 又は製造所があり環境中ホウ素濃度の高い地域において、ホウ素関連の労働者（曝
9 露群）と非ホウ素関連の居住者（地域対照群）及び低ホウ素濃度地域の居住者（対
10 照群）の3群について、ホウ素曝露と精液中の Y:X 染色体比率の関係が調査され
11 た。粉塵、食品及び水からの推定ホウ素曝露量は曝露群、地域対照群、対照群そ
12 れぞれ 41.2、4.3、2.3 mg B/日であり、曝露群は対照群に比べ有意に高かった。
13 Y:X 染色体の比率は血中、精液中及び尿中ホウ素濃度とそれぞれ相関していた。
14 また、調査群間でこの比率は有意に異なっており、曝露群では明らかに Y:X 染色
15 体の比率が低下していた（Robbins et al. 2008）。

16 17 f. ヒト胎児への影響（フランス）

18 ラットなどの動物試験でホウ素の発生毒性（胎児への影響）が知られているが、
19 ヒト胎児への影響についてはこれまで知見がなかった。最近、胎児への影響をみ
20 る指標として、無機元素に対する親和性が知られている造血系の酵素である δ -ア
21 ミノレブリン酸デヒドラターゼ（ALA-D）及びイオン膜輸送制御に関する酵素で
22 あるカルシウムポンプ及び $\text{Na}^+\text{K}^+\text{-ATP}$ アーゼを調べ、ホウ素曝露との関係を調
23 査した報告がある。パリ郊外の病院で出生した正常な新生児 197 名を対象とし、
24 ホウ素曝露の指標として胎盤中のホウ素濃度を測定すると共に、臍帯血中の
25 ALA-D 活性、赤血球膜懸濁液の $\text{Na}^+\text{K}^+\text{-ATP}$ アーゼ活性とカルシウムポンプ活性
26 を測定した。鉛の影響（胎盤及び臍帯血中の鉛濃度を測定）、その他種々の交絡因
27 子を調整後の統計検定の結果、胎盤中のホウ素濃度と ALA-D 活性の間には負の
28 相関関係が有意に認められたが、 $\text{Na}^+\text{K}^+\text{-ATP}$ アーゼ活性及びカルシウムポンプ
29 活性はホウ素曝露とは無関係であった（Huel et al. 2004）。

30 31 g. 催奇形性（ハンガリー）

32 ホウ酸の催奇形性を評価するため、先天性異常を持つ幼児 22,843 名及び対照
33 幼児 38,151 名について、妊娠中に膈治療に用いられたホウ酸の影響が調査され
34 た。母親のホウ酸使用率は両群でそれぞれ 0.19%、0.14%であった。解析の結果、
35 先天異常発生のリスクは、妊娠初期のホウ酸使用により 2.8 倍に増加していた。
36 著者らは、妊娠期のホウ酸治療が弱い催奇形性を有する可能性は否定できないと
37 している（Acs et al. 2006）。

38 39 h. 子宮頸癌検査における異常所見発見率、口腔細胞での小核発現頻度（トルコ）

40 ホウ素濃度が高い地域及び低い地域に居住する女性（それぞれ 472 名、587 名）

1 を対象に、子宮頸癌検査における細胞学的有害所見の発見確率及び口腔細胞での
2 小核発現頻度の調査が行われた。ホウ素濃度が高い地域では飲料水用原水中のホ
3 ウ素濃度は 1.20~20.75 mg B/L であり、尿中濃度から求めたホウ素摂取量は平
4 均 8.41 mg B/日 (2.17~25.0 mg B/日) であった。ホウ素濃度が低い地域では飲
5 料水用原水中のホウ素濃度は 0.07~0.56 mg B/L、尿中濃度から求めたホウ素摂
6 取量は 1.26 mg B/日 (0.02~5.32 mg B/日) であった。子宮頸癌検査で意義不明
7 な異型扁平上皮などの異常の診断例はホウ素濃度が低い地域居住者には 16 例認
8 められたがホウ素濃度が高い地域居住者にはなく、その差は有意であった。口腔
9 細胞の小核発現頻度に両群で有意な差異はなかった (Korkmaz et al. 2007)。

10 11 i. 前立腺癌防止効果 (米国)

12 テキサス州の地下水中ホウ素濃度と前立腺癌発症率及び死亡率との関係が調査
13 された。地下水中のホウ素濃度測定値から推定したホウ素摂取量は 0.6~12.0 mg
14 B/日であり、食事からの摂取量は 1.4 mg B/日であった。解析の結果、地下水中
15 ホウ素濃度と、前立腺癌発症率の減少及び死亡率の減少に相関がみられた
16 (Barranco et al. 2007)。

17 18 j. 前立腺癌防止効果 (米国)

19 ワシントン州在住の 50~76 歳の男性 37,382 名を対象とした疫学調査が行われ
20 た。アンケート調査による食事、飲料水、ビタミン剤などからのホウ素摂取量を
21 ベースデータとし、その後の 2 年間での前立腺癌発症例 832 件の解析を行った。
22 この結果、ホウ素摂取量と前立腺癌発症リスクには相関が認められなかった
23 (Gonzalez et al. 2007)。

24 25 k. 低ホウ素摂食実験

26 ホウ素欠乏に関する 45 歳以上の男性、閉経後の女性及びエストロゲン治療を
27 受けている閉経後の女性を対象とした一連の研究が行われた。ホウ素の欠乏によ
28 りカルシウム、銅、グルコース、トリグリセリド、エストロゲンの血中濃度、ス
29 ーパーオキシサイドディスムターゼ活性、尿中のカルシウム、マグネシウム濃度な
30 どに変化が認められた。著者は、ホウ素の生化学的な機能はまだ解明されていな
31 いものの、ホウ素はカルシウムの代謝や利用に関して栄養上重要な役割を担って
32 いることは明らかであるとし、食事における必須元素である可能性を示唆してい
33 るとしている (Nielsen 1989, Nielsen 1994, Nielsen et al. 1987, Nielsen et al.
34 1990, Nielsen et al. 1991, Nielsen et al. 1992, Penland 1994)。

35 36 2. 国際機関等の評価 (表 22)

37 (1) International Agency for Research on Cancer (IARC)

38 評価されていない。
39

1 (2) Joint Expert Committee on Food Additives (JECFA) (1961)

2 ホウ酸及びホウ砂についての評価が行われているが、一日摂取許容量 (ADI)
3 は設定されていない。

4
5 (3) WHO 飲料水水質ガイドライン及び根拠文書 (2003、2008、2009、2011)

6 WHO 飲料水水質ガイドライン第3版 (WHO 2003、WHO 2008) における評
7 価の概要は、次のとおりである。

8 ラットの発生毒性試験 (Price et al. 1996) における胎児体重の減少に基づき、
9 NOAEL は 9.6 mg/kg 体重/日と設定された。

10 TK に関する種差は、主にクリアランスと関連している。しかし、ラットに関
11 する十分な動態学的研究がなく、多くのデータの信頼性が十分でないため、種差
12 に関する不確実係数は 10 とされた。

13 TK に関する個体差も主にクリアランスの変動と関連する。NOAEL の基とな
14 る影響は発生に関するものであるため、妊娠中の女性が検討の対象となる。複数
15 の研究から得られた個々のデータを合算すると、36名の健康な女性の GFR の平
16 均値は、妊娠初期では 145 ± 23 mL/分、妊娠後期では 144 ± 32 mL/分であった。
17 集団の約 95%での変動を対象とすると、平均値の上下 2σ の範囲に母集団の約
18 95%が属するので、平均 GFR (144 mL/分) を平均よりも 2σ 小さい GFR (144
19 $- 32 \times 2 = 80$ mL/分) で割ると、個体差に関する TK の比は 1.8 ($144/80=1.8$) と
20 なる。TK の個体差 1.8 にトキシコダイナミクス (TD) の不確実係数のデフォル
21 ト値 3.2 をかけて、個体差に関する不確実係数は 6 ($1.8 \times 3.2 = 5.7$) とされた。

22 不確実係数 60 (種差 10、個体差 6) を適用して TDI は 0.16 mg/kg 体重/日と
23 算出された。

24 また、第4版 (WHO 2009、WHO 2011) では、ラットの発生毒性試験 (Price
25 et al. 1996) における胎児体重の減少、第13肋骨の欠損又は短縮、第1腰肋の変
26 異をエンドポイントとして、Allen らにより算出された BMDL₀₅ 10.3 mg B/kg 体
27 重/日 (Allen et al. 1996 ((4) ①経口 RfD)) を基に不確実係数 60 を適用して、
28 TDI 0.17 mg B/kg 体重/日 (端数処理値 0.2 mg B/kg 体重/日) が算出された。

29
30 [参考]

31 TDI の飲料水からの寄与率を 40%とし、体重 60 kg の成人が 1日 2 L の水を
32 飲むと仮定して、ガイドライン値は 2.4 mg/L となる。

33
34 (4) EPA/IRIS (2004a、2004b、2008)

35 EPA/IRIS では、化学物質の評価を、TDI に相当する経口リファレンスドース
36 (経口 RfD) として慢性非発がん性の情報を提供している。また、もう一方で、
37 発がん影響について、発がん性分類についての情報を提供し、必要に応じて、経
38 口曝露によるリスクについての情報を提供している。

① 経口 RfD

臨界影響	用量* (BMDL ₀₅)	不確実係数 (UF)	参照用量 (RfD)
胎児体重減少（発生影響） （妊娠ラットのホウ酸混餌投与 試験（Price et al. 1996、Heindel et al. 1992）	10.3 mg B/kg 体重/日	66	0.2 mg B/kg 体重/日

* ホウ酸からホウ素への用量換算：分子量比（10.81/61.84=0.1748）を乗じた。

ホウ砂からホウ素への用量換算：分子量比（4×10.81/381.3=0.1134）を乗じた。

BMDL₀₅ の算出について、Allen らの研究では、エンドポイントとして胎児体重の減少、第 13 肋骨の欠損又は短縮、第 1 腰肋の変異が選択され、種々の用量-反応関係の関数モデルの検討が行われた。また、二つの試験データはそれぞれ単独での検討及び両者のデータを統合しての検討が行われた。

この結果、胎児体重の減少をエンドポイントとした BMD が最も低く、RfD 算出の根拠として最適と判断された。なお、胎児体重は一腹当たり平均胎児体重が用いられ、対照群に対する平均体重の 5%減少がベンチマークレスポンス（Allen et al. 1996 ではベンチマークエフェクトと表記されている。）として設定されている。

得られた BMDL₀₅ はホウ素換算で 10.3 mg B/kg 体重/日であり、Price らの試験（Price et al. 1996）で示された NOAEL 9.6 mg B/kg 体重/日と近似した値であった。

著者らは、これら二つの試験データは同一の実験室で、同一の実験デザインで行われたものであるが、両者を統合して用いることにより、単独で算出するよりも正確かつ精度の高い BMD が算出されたと述べている（Allen et al. 1996）。

また、不確実係数は、TK 及び TD に関するデータから導出された。

種差及び個体差の不確実係数は、それぞれ TK 成分と TD 成分に分割される。それぞれの成分のデフォルト値はいずれも $10^{0.5}$ (=3.16) と設定されている。

ホウ素は代謝されずほぼ完全に尿中に排泄されるので、腎臓でのホウ素のクリアランスは、ラットとヒトにおける分布を考慮して、TK の主要要因として使用できる。三つのキネティクス研究で測定された妊娠ラットと妊娠女性の平均ホウ素クリアランス、平均体重及び摂取したホウ素の吸収率から、種差の不確実係数における TK 成分は 3.3 と算出された。

個体差における TK の評価では、ホウ素クリアランスの代わりに GFR が用いられ、腎機能が低下した妊娠女性へのリスクを考慮することに重点が置かれた。三つの異なる研究で測定された妊娠女性の糸球体濾過速度の平均値と標準偏差から、個体差の不確実係数における TK 成分はおおよそ 2 と計算された。

TD 成分については、デフォルト値を置き換える十分な根拠となるホウ素についてのデータがないため、種差及び個体差にそれぞれ 3.16 のデフォルト値が当てはめられた。

1 以上より、不確実係数は、66 ($3.3 \times 3.16 \times 2 \times 3.16$) とされた。

2 3 ② 発がん性

4 EPA は、1999 年の発がん物質リスク評価改訂ガイドライン案 (EPA 1999) に
5 従うと、ホウ素のヒト発がん性を評価するには、データが不十分であるとしてい
6 る。

7 8 (5) 厚生労働省

9 我が国における水質基準の見直しの際の評価の概要は以下のとおり。

10
11 毒性評価に関し、WHO において、種内差の TK について通常 3.2 とするところ
12 をデータから 1.8 と変更している。しかし、これは生理的なパラメーターを比較し
13 たものを根拠としており、TK の評価としては不適切である。このことから不確実
14 係数は種内差及び種間差として 100 とする。したがって、ラットを用いた催奇形
15 性試験 (Price et al., 1996) における NOAEL 9.6 mg/kg 体重/日から不確実係数
16 100 を用いて TDI 0.096 mg/kg 体重/日としている。

17 18 ① 評価値

19 海水淡水化を行っている場合に設定されるホウ素の評価値は、TDI 0.096 mg/kg
20 体重/日から水道水の寄与率を 40%、体重 50 kg のヒトが 1 日 2L 飲むと仮定して、
21 1 mg/L となる。

22 また、海水淡水化を行っていない地域においても、水道のホウ素濃度が 1 mg/L
23 以下であれば、ホウ素の平均摂取量は 1.92 mg (食事) + 2 mg (水) = 3.92 mg
24 ≤ 4.8 mg (TDI $\times 50$ kg) となり、安全は確保されると考えられる。

25 そのため、ホウ素の評価値は 1 mg/L とされた。

26 27 ② 項目の位置づけ

28 水道水 (原水・浄水) での検出状況等の結果から、評価値 1 mg/L を越える原水・
29 浄水が検出されることから、水質基準とすることが適当である。なお、ホウ素に
30 ついては、問題となるのは、基本的に、海水淡水化、地質等の影響など、ホウ素
31 の影響を受ける地域であることに留意すべきである。

表 22 WHO 等によるホウ素の TDI 法によるリスク評価

	根拠	NOAEL (mg/kg 体重/日)	不確実係数	TDI (µg/kg 体重/日)
WHO/DWGL 第 4 版 (2011)	ラット妊娠 0~20 日混餌投与 試験における胎児体重減少 (Price et al. 1996)	BMDL ₀₅ : 10.3	60 10 (種差)×6 (個 体差)	170
EPA/IRIS (2004)	ラット妊娠 0~20 日混餌投与 試験における胎児体重減少 (Price et al. 1996、Heindel et al. 1992)	BMDL ₀₅ : 10.3	66	200
水道水 (2003)	ラット妊娠 0~20 日混餌投与 試験における胎児体重減少 (Price et al. 1996)	9.6	100 10 (種差)×10 (個体差)	96

1
2
3
4
5
6
7
8
9

3. 曝露状況

平成21年度の水道統計におけるホウ素の検出状況（表23）から、各測定地点における最高値別でみると、原水においては、水道法水質基準値（1.0 mg/L）の100%超過の箇所が5箇所あったが、ほとんどが10%以下（5,044/5,213 地点）であった。

また、浄水においては、同様に水質基準値の 80%超過 90%以下の箇所が 2 箇所あったが、ほとんどが 10%以下（5,211/5,418 地点）であった。

表 23 水道水（原水・浄水）での検出状況

浄水／ 原水の 別	水源 種別	測定 地点 数	基準値に対する度数分布表										
			10% 以下	10% 超過 20% 以下	20% 超過 30% 以下	30% 超過 40% 以下	40% 超過 50% 以下	50% 超過 60% 以下	60% 超過 70% 以下	70% 超過 80% 以下	80% 超過 90% 以下	90% 超過 100% 以下	100% 超過
			~0.1 mg/L	~0.2 mg/L	~0.3 mg/L	~0.4 mg/L	~0.5 mg/L	~0.6 mg/L	~0.7 mg/L	~0.8 mg/L	~0.9 mg/L	~1.0 mg/L	1.01~ mg/L
原水	全体	5,213	5,044	85	31	17	13	9	5	2	2	0	5
	表流水	1,041	1,013	15	5	3	0	2	1	0	1	0	1
	ダム湖沼	278	273	3	0	1	1	0	0	0	0	0	0
	地下水	3,077	2,966	56	21	12	9	6	2	2	1	0	2
	その他	812	788	11	4	1	3	1	2	0	0	0	2
浄水	全体	5,418	5,211	104	40	24	18	11	3	5	2	0	0
	表流水	1,010	973	24	3	2	4	3	0	1	0	0	0
	ダム湖沼	271	266	1	0	2	1	1	0	0	0	0	0
	地下水	2,858	2,740	61	24	16	10	4	0	2	1	0	0
	その他	1,269	1,222	18	13	4	3	3	3	2	1	0	0

(平成 21 年度調査)

10
11

1 Ⅲ. 食品健康影響評価

2 ホウ素については、ヒトにおける健康影響に関する情報として、症例報告及び職業
3 曝露又は飲料水からの摂取についての疫学調査がある。症例報告では、ホウ素は主と
4 して曝露部位（胃腸、皮膚）に障害を起こすことが報告されている。疫学調査では、
5 労働環境あるいは飲料水からホウ素に高濃度曝露された男性を対象として生殖影響
6 が調べられており、児の男女比率への影響を示唆するようなデータも存在するが、ホ
7 ウ素の生殖影響を明確に示す結果は得られていない。また、ホウ素のヒトでの経口、
8 静脈内投与による吸収率は、64～98%であると報告されている。

9 実験動物においては、ホウ素は精巣毒性及び発生毒性を示すことが報告されている。
10 特に、精巣毒性についてはマウス、ラット及びイヌにおいて報告されている。発がん
11 性については、実験動物を用いた研究で発がん性を支持する証拠は得られておらず、
12 IARC も評価を行っていない。また、遺伝毒性はないものと考えられる。

13 以上のことから、ホウ素のリスク評価においては、TDI を設定することが適当であ
14 ると判断し、各種の実験動物による経口投与試験の中から感受性の高い影響に着目し
15 た。

16 各種の反復投与毒性試験においてホウ素として最も低い NOAEL が得られたビー
17 グル犬の 90 日間混餌投与試験で精巣萎縮が認められたが、NOAEL 3.9 mg/kg 体重/
18 日と LOAEL 30.4 mg/kg 体重/日の差が大きかった。そこで、ビーグル犬を用いた 2
19 年間の混餌投与試験が実施され、NOAEL 8.8 mg/kg 体重/日が得られたが、2 年間の
20 試験では全投与群において毒性が認められなかったことから、この NOAEL を TDI
21 算出の根拠とはしなかった。

22 次に低い用量で影響が認められた指標はラットの妊娠 0～20 日混餌投与試験にお
23 ける胎児体重の減少及び胎児の骨格変異（第 13 肋骨の短縮及び波状肋骨の発生頻度
24 増加）であり、LOAEL 12.9 mg/kg 体重/日、NOAEL 9.6 mg/kg 体重/日であった。
25 この試験は動物数も十分であり信頼性が高いと判断される。

26 以上の論点を踏まえ、ラットの妊娠 0～20 日混餌投与試験で観察された胎児体重減
27 少及び胎児の骨格変異（第 13 肋骨の短縮及び波状肋骨の発生頻度増加）に基づき、
28 NOAEL を 9.6 mg/kg 体重/日とすることは妥当であると考えられた。

29

30 不確実係数については、種差・個体差における TK 又は TD の適切な配分について、
31 WHO 等において検討されており、国際化学物質安全性計画（IPCS）は、種差と個体
32 差の不確実係数は、以下のように分割できることを提案している（IPCS 1994）。

33

34 不確実係数

35 $100 = \text{種差} (10) \times \text{個体差}(10)$

36 $= \text{種差} (AK_{UF}(4.0) \times AD_{UF}(2.5)) \times \text{個体差} (HK_{UF}(3.2) \times HD_{UF}(3.2))$

37 AK_{UF} ：動物とヒトとの種差に対する TK に関する不確実係数

38 AD_{UF} ：動物とヒトとの種差に対する TD に関する不確実係数

39 HK_{UF} ：ヒトの個体差に対する TK に関する不確実係数

40 HD_{UF} ：ヒトの個体差に対する TD に関する不確実係数

1
2 また、TK又はTDに関する実験的又は理論的な定量的データを用いることにより、
3 種差又は個体差についてのデフォルトの不確実係数を変更することによって、リスク
4 アセスメントの用量反応評価手順に組み入れる方法を提供するために、化学物質特異
5 的調整係数（CSAF）の概念が導入され始めている（内閣府食品安全委員会 2010）。

6 ホウ素については、ラット及びヒトにおける妊娠時のクリアランスや GFR といっ
7 た TK に関するデータが存在したことから、本評価において、不確実係数の分割及び
8 置き換えに基づく種差・個体差の不確実係数の適用について検討を行った。

9 その結果、種差・個体差の不確実係数を PK/PD に分割する考え方が、日本におい
10 てはまだ必ずしも一般的でない状況であることに加え、標準的な日本人妊婦の適切な
11 GFR 情報が得られないことから、PK/PD 分割を適用しないこととした。

12 以上より、NOAEL 9.6 mg/kg 体重/日に基づき、不確実係数 100（種差 10、個体差
13 10）を適用して、ホウ素の TDI を 96 µg/kg 体重/日（ホウ素として）と設定した。

14
15

16 TDI 96 µg/kg 体重/日（ホウ素として）

17		
18	（TDI 設定根拠）	発生毒性試験
19	（動物種）	ラット
20	（期間）	妊娠 0～20 日
21	（投与方法）	混餌投与
22	（NOAEL 設定根拠所見）	胎児体重減少及び第 13 肋骨の短縮及び波状肋 23 骨の発生頻度上昇
24	（NOAEL）	9.6 mg/kg 体重/日
25	（不確実係数）	100（種差 10、個体差 10）
26		

27 [参考]

28 ホウ素の水質基準値である濃度 1 mg/L の水を体重 50 kg の人が 1 日当たり 2 L 摂
29 水した場合、1 日当たり体重 1 kg の摂取量は、40 µg/kg 体重/日と考えられる。この
30 値は、TDI 96 µg/kg 体重/日の約 2 分の 1 である。

31
32

表 24 各試験における NOEL 等

番号	動物種・系統・性・動物数/群	試験物質 試験種	エンドポイント ()内の数値は、 ホウ素換算の投与量 (mg B/kg 体重/日)	NOEL (mg B/kg 体 重/日)	LOAEL (mg B/kg 体 重/日)	備考
亜 a.	マウス B6C3F ₁ 雌雄各 10	ホウ酸 13 週間 混餌投 与	軽度の脾臓の髓外造血 (雄 34、 雌 47)		34 (雄) 47 (雌) [E]	
亜 b.	ラット SD 雌雄各 10	ホウ酸 90 日間 混餌投 与	一般状態変化 (浅速呼吸、眼の 炎症等)、体重減少、肝臓・脾臓 絶対重量低下 (雌雄)、腎臓・副 腎・精巣絶対重量低下、精巣萎 縮 (雄)、卵巣絶対重量低下 (雌) 等 (124)	38[E]	124[E]	
	ラット SD 雌雄各 10	ホウ砂 90 日間 混餌投 与	一般状態変化 (浅速呼吸、眼の 炎症等)、体重減少、肝臓・脾臓 絶対重量低下 (雌雄)、脳・腎臓・ 精巣絶対重量低下・精巣萎縮 (雄)、副腎・卵巣絶対重量低下 (雌) 等 (125)	42[E]	125[E]	
亜 c.	イヌ ビーグ ル 雌雄各 5	ホウ酸 90 日間 混餌投 与	肝臓相対重量減少 (雌) (21.8) 精巣萎縮、甲状腺相対重量減少 (雄) (30.4)	2.5 (雌) 3.9 (雄) [E]	21.8 (雌) 30.4 (雄) [E]	EPA は正しい用量・ 反応関係を示すも のではないことが 示唆されると指摘
	イヌ ビーグ ル 雌雄各 5	ホウ砂 90 日間 混餌投 与	精巣萎縮、甲状腺相対重量減少 (雄) (30.4)、脳絶対重量増加 (雌) (21.8)、Ht 値及び Hb 濃 度減少 (雌雄) (21.8-30.4)			
慢 a.	マウス B6C3F ₁ 雌雄 50	ホウ酸 2 年間混 餌投与	死亡率の増加、精細管の萎縮 (雄) (48)			NTP は本試験結果 に対し「ホウ酸 のマウスに対する 発がん性の証拠は ない」と結論
慢 b.	ラット SD 雌雄各 35	ホウ酸 2 年間混 餌投与	一般状態変化 (被毛の粗剛、尾 の落屑化 等)、体重増加抑制 (雌 雄)、精巣の絶対及び相対重量低 下、精上皮萎縮及び精細管径の 減少 (雄)、Ht 値、Hb 濃度の低 下 (雌) (58.5)	17.5 [A、E、 N]	58.5[E]	著者らは NOEL と 記載している。 NTP は「ホウ酸は ラットに対し発が ん性が無い」と評 価している。 EPA は、発がん性 試験としてデザ インされた試験 ではないとしてい る。
	ラット SD 雌雄各 35	ホウ砂 2 年間混 餌投与	一般状態変化 (被毛の粗剛、尾 の落屑化 等)、体重増加抑制、 Ht 値、Hb 濃度の低下 (雌雄)、 精巣の絶対及び相対重量低下、 精上皮萎縮及び精細管径の減少 (雄) (58.5)			
慢 c.	イヌ ビーグ ル 雌雄各 4	ホウ酸 2 年間混 餌投与	(投与に関連した変化なし) (最大投与量 8.8 mg B/kg 体重/ 日)	8.8[A]		著者らは NOEL と 記載しており、2 年 間及び 38 週間混 餌投与試験を総 合しての判断。 2 年間及び 38 週 間混餌投与試験に 関
	イヌ ビーグ ル 雌雄各 4	ホウ砂 2 年間混 餌投与	(投与に関連した変化なし) (最大投与量 8.8 mg B/kg 体重/ 日)			

番号	動物種・系統・性・動物数/群	試験物質 試験種	エンドポイント ()内の数値は、 ホウ素換算の投与量 (mg B/kg 体重/日)	NOAEL (mg B/kg 体 重/日)	LOAEL (mg B/kg 体 重/日)	備考
	イヌ ビーグル 雌雄各4	ホウ酸 38週間 混餌投与	重度の精巣萎縮、精子形成不全 (雄) (29)			し、WHO はリスク 評価に含めるのは 不適當としている。
	イヌ ビーグル 雌雄各4	ホウ砂 38週間 混餌投与	重度の精巣萎縮、精子形成不全 (雄) (29)			
生 a.	マウス Swiss 妊娠動物 28-29	ホウ酸 妊 娠 0-17日 混 餌 投 与	児動物： 胎児体重の減少 (79)	児動物 43[A、 W]	児動物 79[W]	
生 b.	ラット SD 雄8、雌 16	ホウ酸 三 世 代 生 殖 発 生 毒 性 試 験	精巣萎縮及び無精子 (雄)、排卵 減少、不妊 (対照群の雄と交配 させた場合) (雌) (58.5)	17.5[A、 W]		著者らは NOEL と 記載している。
	ラット SD 雄8、雌 16	ホウ砂 三 世 代 生 殖 発 生 毒 性 試 験	精巣萎縮及び無精子 (雄)、排卵 減少、不妊 (対照群の雄と交配 させた場合) (雌) (58.5)			著者らは NOEL と 記載している。
生 c.	ラット SD 雄8	ホウ酸 単回、経 口投与	排精、精巣上体での精子形態及 び精囊頭での有害影響 (175)	87[A、 W] (mg B/kg 体 重)	175[W] (mg B/kg 体 重)	著者らは NOEL と 記載している。
生 d.	ラット SD 雄18	ホウ砂 30 又は 60 日間 混 餌 投 与	精巣及び精巣上体重量減少、精 母細胞、精細胞、精子の減少又 は消失、受精能力の低下 (30、 60日：50)	25[E]	50[E]	
生 e.	ラット F344 雄6	ホウ酸 9週間混 餌投与	排精抑制 (26)		26[E]	
生 f.	ラット F344 雄6	ホウ酸 4~28日 間 混 餌 投 与	血清テストステロン濃度減少 (4 日以降)、排精抑制 (7日以降)、 精細管での精母細胞及び精子細 胞の減少 (28日) (61)			
生 g.	ラット SD 妊 娠 動 物 29 及び14	ホウ酸 妊 娠 0-20日 又 は 6-15日 混 餌 投 与	母動物 肝臓と腎臓の相対重量増加 (29) 児動物 胎児体重減少 (14)	母動物 14[A]	児動物 14[W]	

番号	動物種・系統・性・動物数/群	試験物質 試験種	エンドポイント ()内の数値は、 ホウ素換算の投与量 (mg B/kg 体重/日)	NOAEL (mg B/kg 体 重/日)	LOAEL (mg B/kg 体 重/日)	備考
生 h.	ラット SD 妊娠動物 60	ホウ酸 妊娠 0-20日 混餌投与	児動物(妊娠20日): 体重減少、第13肋骨の短縮及び 波状肋骨の発生頻度上昇(12.9) 児動物(生後21日): 第13肋骨の短縮及び波状肋骨 の発生頻度上昇(25.3)	児動物 9.6(出 生前) [A、W、 E] 12.9(出 生後) [A]	児動物 12.9(出 生前) [E]	WHO、EPA、日本・ 水道基準とも本試 験のNOAELを採 用して評価を行っ ている。
生 i.	ウサギ NZW 妊娠動物 18-23	ホウ酸 妊娠 6-19日 強制経 口投与	母動物: 摂餌量の減少、体重の減少、妊 娠子宮重量の減少、黄体数の減 少及び膣出血(44) 児動物: 出生前死亡率の上昇、生存胎児 のない妊娠母動物数の増加、妊 娠30日における一腹の生存児 数の減少、一腹当たりの生存奇 形胎児数の増加(44)	母動物 22[A、 W] 21.9[E] 児動物 22[A、 W] 21.9[E]	母動物 43.7[E] 児動物 43.7[E]	

- 1 亜：亜急性毒性試験、慢：慢性毒性及び発がん性試験、生：生殖・発生毒性試験
2 [A]：著者、[E]：US EPA、[N]：NEDO、[W]：WHO、無印：食品安全委員会
3

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

本評価書で使用した略号については次にならった

ADI	一日摂取許容量
ALA-D	δ -アミノレブリン酸デヒドラターゼ
ATSDR	米国有害物質・疾病登録局
BMDL	ベンチマークドースの 95%信頼下限値
CHO 細胞	チャイニーズハムスター卵巣由来細胞
CHL 細胞	チャイニーズハムスター肺由来細胞
EPA	米国環境保護庁
F344	Fischer 344
GFR	糸球体濾過速度
GLP	優良試験所基準
Hb	ヘモグロビン
HDAC	ヒストンデアセチラーゼ
Ht	ヘマトクリット
IRIS	統合リスク情報システム
LD ₅₀	半数致死量
LOAEL	最小毒性量
NEDO	独立行政法人新エネルギー・産業技術総合開発機構
NZW	New Zealand White
NOAEL	無毒性量
NOEL	無作用量
NTP	米国国家毒性プログラム
RfD	参照用量
SBR	標準化出生率
SD	Sprague Dawley
TD	トキシコダイナミクス
TDI	耐容一日摂取量
TK	トキシコキネティクス

1 <参照>

2

Acs N, Banhidy F, Czeizel AE : Teratogenic effects of vaginal boric acid treatment during pregnancy. *Int J Gynaecol Obstet.* 2006;93:55-6

Allen BC, Strong PL, Price CJ, Hubbard SA, Datson, GP : Benchmark dose analysis of developmental toxicity in rats exposed to boric acid. *Fund Appl Toxicol.* 1996;32:194-204

Arslan M, Topaktas M, Rencuzogullari E : The effects of boric acid on sister chromatid exchanges and chromosome aberrations in cultured human lymphocytes. *Cytotechnology*, 2008;56:91-6

ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) : Toxicological Profile for Boron, Nov. 2010

Barranco WT, Hudak PF, Eckhert CD : Evaluation of ecological and in vitro effects of boron on prostate cancer risk (United States) . *Cancer Causes Control.* 2007;18:71-7

Benson WH, Birge WJ, Dorough HW : Absence of mutagenic activity of sodium borate (borax) and boric acid in the Salmonella preincubation test. *Environmental toxicology and chemistry*, 1984;3:209-214

Chang BL, Robbins WA, Wei F, Xun L, Wu G, Li N, et al : Boron workers in China. Exploring work and lifestyle factors related to boron exposure. *Am. Assoc. Occup. Health Nurses J.* 2006;54:435-443

Chapin R. Ku W. Kenny M. McCoy H. Gladen B. Wine R. et. al. : The Effects of Dietary Boron on Bones Strength in Rats: *Funddm. Appl.Toxicol.* 1997;35:201-215

Cherrington JW, Chernoff N : Period of vertebral column sensitivity to boric acid treatment in CD-1 mice in utero. *Reproductive Toxicology*, 2002;16:237-243

Di Renzo F, Cappelletti G, Broccia ML, Giavini E, Menegola E : Boric acid inhibits embryonic histone deacetylases: a suggested mechanism to explain boric acid-related teratogenicity. *Toxicol Appl Pharmacol.* 2007;220 (2) :178-85

- Dieter MP : Toxicity and carcinogenicity studies of boric acid in male and female B6C3F₁ mice. Environmental health perspectives, 1994;102 (Suppl. 7) :93-97
- Dourson M, Maier A, Meek B, Renwick A, Ghanian E, Poirier K : Boron tolerable intake: Re-evaluation of toxicokinetics for data-derived uncertainty factors. Biol Trace Elem Res. 1998;66:453-463
- EPA : Integrated Risk Information System (IRIS) Boron and Compounds (CASRN 7440-42-8) . last revised Aug. 2004a
- EPA : Drinking Water Health Advisory For Boron, May. 2008
- EPA : Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. Revised Draft. Risk Assessment Forum, Washington, DC. July 1999.
<http://www.epa.gov/cancerguidelines/draft-guidelines-carcinogen-ra-1999.htm>
- EPA : Toxicological review of boron and compounds (CAS No. 7440-42-8) in support of summary information on the Integrated Risk Information System (IRIS) , June. 2004b
- Goldbloom RB, Goldbloom A : Boric acid poisoning: Report of four cases and a review of 190 cases from the world literature. Journal of pediatrics, 1953;43:631-643
- Gonzalez A, Peters U, Lampe JW, White E : Boron intake and prostate cancer risk. Cancer Causes Control. 2007;18:1131-40
- Harrouk WA, Wheeler KE, Kimmel GL, Hogan KA, Kimmel CA : Effects of hyperthermia and boric acid on skeletal development in rat embryos. Birth Defects Res B Dev Reprod Toxicol. 2005;74:268-76
- Heindel JJ, Price CJ, Field EA, Marr MC, Myers CB, Morrissey RE, Schwetz BA : Developmental toxicity of boric acid in mice and rats. Fundamental and applied toxicology, 1992;18:266-277
- Huel G, Yazbeck C, Burnel D, Missy P, Kloppmann W : Environmental boron exposure and activity of δ -amino-levulinic acid dehydratase (ALA-D) in a newborn population. Toxicological Sciences, 2004;80:304-309

IARC (International Agency for Research on Cancer) : Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans.

(ホウ素については評価されていないことを下記 URL にて確認。

<http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/crthall.php>)

IPCS (International Programme on Chemical Safety) : Assessing human health risks of chemicals: derivation of guidance values for health-based exposure limits. (Environmental Health Criteria 170) , 1994

Jansen JA, Anderson J, Schou JS : Boric acid single dose pharmacokinetics after intravenous administration to man. Arch Toxicol. 1984b;55:64-67

Jansen JA, Schou JS, Aggerback B : Gastro-intestinal absorption and in vitro release of boric acid from water-emulsifying ointments. Food Chem Toxicol. 1984a; 22:49-53 (ATSDR 2010 から引用)

JECFA (the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) : Summary of Evaluations Performed by the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Boric acid, Borax (Latest evaluation 1961)

Boric acid http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecval/jec_226.htm

Borax http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecval/jec_225.htm

Korkmaz M. Uzgorn E. Bakirdere S. Aydin F. Ataman OY : Effects of Dietary Boron on Cervical Cytopathology and on Micronucleus Frequency in Exfoliated Buccal Cells. Environ. Toxicol. 2007;22:17-25

Ku WW, Chapin RE, Moseman RF, RE Brink, KD Pierce, KY Adams : Tissue disposition of boron in male Fischer rats. Toxicol Appl Pharmacol. 1991;111:145-151

Ku WW, RE Chapin, RN Wine, BC Gladen : Testicular toxicity of boric acid (BA) : relationship of dose to lesion development and recovery in the F344 rat. Reproductive toxicology, 1993;7:305-319

Landolph JR : Cytotoxicity and negligible genotoxicity of borax and borax ores to cultured mammalian cells. American journal of industrial medicine, 1985;7:31-43

Larsen LA : Boron. In: Seiler & Sigel eds. Handbook on toxicity of inorganic compounds. New York, NY. Marcel Dekker, 1988;pp.129-141

- Lee IP, Sherins RJ, Dixon RL : Evidence for induction of germinal aplasia in male rats by environmental exposure to boron. *Toxicology and applied pharmacology*, 1978;45:577-590
- Lide, D.R, (ed) : *CRC Handbook of Chemistry and Physics 88th Edition*, CRC Press, Boca Raton,FL. 2008
- Linden CH, Hall AH, Kulig KW, Rumack BH : Acute ingestion of boric acid. *Journal of toxicology. Clinical toxicology*, 1986;24:269-279
- Linder RE, Strader LF, Rehnberg GL : Effect of acute exposure to boric acid on the male reproductive system of the rat. *Journal of toxicology and environmental health*, 1990;31:133-146
- Litovitz TL, Klein-Schwartz W, Oderda GM, Schmitz BF : Clinical manifestation of toxicity in a series of 784 boric acid ingestions. *American journal of emergency medicine*, 1988;31:209-213
- Moseman RF : Chemical disposition of boron in animals and humans. *Environ Health Perspect.* 1994;102:113-117
- Nielsen FH, Gallaher SK, Johnson LK, Nielsen EJ : Boron enhances and mimics some effects of oestrogen therapy in postmenopausal women. *Journal of trace elements in experimental medicine*, 1992;5:237-246
- Nielsen FH, Hunt CD, Mullen LM, Hunt JR : Effect of dietary boron on mineral, oestrogen, and testosterone metabolism in postmenopausal women. *The FASEB journal*, 1987;1:394-397
- Nielsen FH, Mullen LM, Gallagher SK : Effect of boron depletion and repletion on blood indicators of calcium status in humans fed a magnesium-low diet. *Journal of trace elements in experimental medicine*, 1990;3:45-54
- Nielsen FH, Mullen LM, Nielsen EJ : Dietary boron affects blood cell counts and hemoglobin concentrations in humans. *Journal of trace elements in experimental medicine*, 1991;4:211-223
- Nielsen FH : Biochemical and physiological consequences of boron deprivation in humans. *Environmental health perspectives*, 1994;102 (Suppl. 7) :59-63

- Nielsen FH : Dietary boron affects variables associated with copper metabolism in humans. In: Aulse M et al., eds. Proceedings of the 10th international trace element symposium. Vol. 4. Jena, Friedrich-Schiller-Universität, 1989;pp. 1106-1111
- NTP (National Toxicology Program) : Toxicology and carcinogenesis studies of boric acid (CAS no. 10043-35-3) in B6C3F₁ mice (food studies) (NTP Technical Report Series No. 324) , 1987
- O'Sullivan K, Taylor M : Chronic boric acid poisoning in infants. Archives of diseases in childhood, 1983;58:737-739
- O'Loughlin, KG : Bone marrow erythrocyte micronucleus assay of boric acid in Swiss-Webster mice. 1991 [Unpublished study]. Submitted by U.S. Borax Corp. MRID No. 42038904 (as cited in US EPA, 2004) (EPA 2004b から引用)
- Penland JG : Dietary boron, brain function and cognitive performance. Environmental health perspectives, 1994;102 (Suppl. 7) :65-72
- Pfeiffer CC, Hallman LF, Gersh I : Boric acid ointment: A study of possible intoxication in the treatment of burns. Journal of the American Medical Association, 1945;128:266-274
- Price CJ, Marr MC, Myers CB, Seely JC, Heindel JJ, Schwetz BA : The developmental toxicity of boric acid in rabbits. Fundamental and applied toxicology, 1996a;34:176-187
- Price CJ, Strong PL, Marr MC, Myers CB, Murray FJ : Developmental toxicity NOAEL and postnatal recovery in rats fed boric acid during gestation. Fundamental and applied toxicology, 1996b;32:179-193
- Robbins WA, Wei F, Elashoff DA, Wu G, Xun L, Jia J : Y:X sperm ratio in boron-exposed men. J Androl. 2008;Jan-Feb;29 (1) :115-21
- Sayli BS, Tuccar E, Elhan AH : An assessment of fertility in boron-exposed Turkish subpopulations. Reprod Toxicol. 1998a; 12 (3) :297-304
- Sayli BS : An assessment of fertility in boron-exposed Turkish subpopulations. Evidence that boron has no effect on human reproduction. Biol Trace Elem Res. 1998b;66:409-422

- Sayli BS : Assessment of fertility and infertility in boron-exposed Turkish subpopulations. *Biol. Trace Element Res.* 2001;81:255-267
- Sayli BS : Low frequency of infertility among workers in a borate processing facility. *Biol Trace Elem Res.* 2003; 93:19-29
- Stokinger HE : Boron. In: Clayton & Clayton eds. *Patty's industrial hygiene and toxicology*. Vol. 2B. Toxicology, 3rd ed. New York, NY, John Wiley & Sons, 1981;pp. 2978-3005
- Treinen KA, Chapin RE : Development of testicular lesions in F344 rats after treatment with boric acid. *Toxicol Appl Pharmacol.* 1991;107:325-335
- U.S. Borax. : UCI Boric acid clearance study reports and associated data: rat and human studies, 2000 (EPA 2004b から引用)
- Vaziri ND, Oveisi F, Culver BD, MV Pahl, ME Andersen, PL Strong, et al. : The effect of pregnancy on renal clearance of boron in rats given boric acid orally. *Toxicol Sci.* 2001;60:257-263
- Verbitskaya GV : Experimental and field investigations concerning the hygienic evaluation of boron-containing drinking water. *Gigiena i Sanitariya*, 1975;7:49-53 (in Russian with English abstract)
- Wang Y, Zhao Y, Chen X : Experimental Study on the Estrogen-Like Effect of Boric Acid. *Biol Trace Elem Res.* 2008;121:160-170
- Weir RJ, Fisher RS : Toxicologic studies on borax and boric acid. *Toxicology and applied pharmacology*, 1972;23:351-364
- Weir, R.J. : 38-Week Dietary Feeding – Dogs with 20 MULE TEAM® Borax (Sodium tetraborate decahydrate) . Hazelton Laboratories, Inc., Vienna, VA. February 28, 1967 (EPA 2008 から引用)
- Wéry N, Narotsky MG, Pacico N, Kavlock RJ, Picard JJ, Gofflot F : Defects in cervical vertebrae in boric acid-exposed rat embryos are associated with anterior shifts of hox gene expression domains. *Birth Defects Research (Part A)* , 2003;67: 59-67
- WHO (World Health Organization) : *Air Quality Guidelines for Europe*, Second edition, 2000

WHO : Boron in drinking-water, Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality, 2003

WHO : Boron in drinking-water, Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality, 2009

WHO : Guidelines for Drinking Water Quality, Second addendum to Third Edition, 2008

WHO : Guidelines for Drinking Water Quality, Fourth edition, 2011

Whorton MD, Haas JL, Trent L, Wong O : Reproductive effects of sodium borates on male employees: birth rate assessment. *Occup. Environ. Med.* 1994; 51:761-767

Yazbeck C, Kloppmann W, Cottier R, Sahuquillo J, Debotte G, Huel G : Health impact evaluation of boron in drinking water: a geographical risk assessment in Northern France. *Environ. Geochem. Health.* 2005;27:419-427

厚生労働省 水質基準の見直しにおける検討概要。平成 15 年 4 月、厚生科学審議会、生活環境水道部会、水質管理専門委員。2003

日本水道協会 水道統計 平成 21 年度版 2009

独立行政法人新エネルギー・産業技術総合開発機構：化学物質の初期リスク評価書 No.127 ホウ素及びその化合物。2008

内閣府食品安全委員会 食品健康影響評価技術研究 毒性データの不確実性とヒトの外挿法に関する研究 研究成果報告書。2010