

[14] ほう素及びその化合物

本物質は、第6次とりまとめで生態リスク初期評価結果が公表されているが、健康リスク初期評価を行うとともに、生態リスクについても再度初期評価を行った。

1. 物質に関する基本的事項

(1) 分子式・分子量・構造式

1) ほう素

物質名：ほう素
 CAS 番号：7440-42-8
 化審法官報公示整理番号：
 化管法政令番号：1-405 (ほう素化合物として)
 RTECS 番号：ED735000
 元素記号：B
 原子量：10.81
 換算係数：1 ppm = 0.44 mg/m³ (気体、25°C)

| No | 物質名 | CAS No. | 化審法官報公示整理番号 | RTECS 番号 | 分子量 | 化学式 |
|----|------------|------------|-----------------|-----------|--------|---|
| 2) | ほう酸 | 10043-35-3 | 1-63 (ほう酸) | ED4550000 | 61.83 | B(OH) ₃ |
| 3) | 四ほう酸ナトリウム | 1330-43-4 | 1-69 (ほう酸ナトリウム) | ED4588000 | 201.22 | Na ₂ B ₄ O ₇ |
| 4) | 過ほう酸ナトリウム | 7632-04-4 | 1-826 | SC7310000 | 81.80 | NaBO ₃ |
| 5) | 三酸化二ほう素 | 1303-86-2 | 1-71 (三酸化ほう素) | ED7900000 | 69.62 | B ₂ O ₃ |
| 6) | 三ふっ化ほう素 | 7637-07-2 | 1-44 | ED2275000 | 67.81 | BF ₃ |
| 7) | メタほう酸ナトリウム | 7775-19-1 | — | ED4640000 | 65.80 | NaBO ₂ |
| 8) | メタほう酸バリウム | 13701-59-2 | 1-40 | CQ9570000 | 222.95 | Ba(BO ₂) ₂ |

(2) 物理化学的性状

本物質の性状は以下の通りである。

| No | 化学式 | 性状 |
|----|---|--|
| 1) | B | 黒色の極めて硬い光沢ある結晶である ¹⁾ 。 |
| 2) | B(OH) ₃ | 常温で無色透明又は白色の固体である ²⁾ 。 |
| 3) | Na ₂ B ₄ O ₇ | 吸湿性を有する無色ガラス状固体である (無水塩) ³⁾ 。 |
| 4) | NaBO ₃ | 白色、無臭の結晶または粉末 ⁴⁾ |
| 5) | B ₂ O ₃ | 白色の粉末またはガラス質結晶である ⁴⁾ 。 |
| 6) | BF ₃ | 刺激臭を有する無色の気体である ⁵⁾ 。 |
| 7) | NaBO ₂ | 無色柱状晶 (無水塩) ³⁾ |
| 8) | Ba(BO ₂) ₂ | 常温で白色の結晶性固体 ⁶⁾ |

| No | 化学式 | 融点 | 沸点 | 密度 |
|----|-----|---|--|--|
| 1) | B | 2,077°C ⁷⁾ 、2,300°C ⁸⁾ 、 2,190°C ⁹⁾ | 4,000°C ⁷⁾ 、 3,660°C ⁹⁾ | 2.34 g/cm ³ ⁷⁾ 、2.35 g/cm ³ ⁸⁾ |

| No | 化学式 | 融点 | 沸点 | 密度 |
|----|---|--|---|---|
| 2) | B(OH) ₃ | 170.9°C ⁷⁾ 、~171°C ⁸⁾ 、 171°C ⁹⁾ 、>1000°C ¹⁰⁾ | | 1.5 g/cm ³ ⁷⁾ 、1.48 g/cm ³ ⁸⁾ 、1.5172 g/cm ³ ⁹⁾ 、 1.435 g/cm ³ ⁹⁾ 、1.489×10 ⁶ g/m ³ (23°C) ¹⁰⁾ |
| 3) | Na ₂ B ₄ O ₇ | 743°C ⁷⁾ 、741°C ⁹⁾ 、 >1000°C ¹¹⁾ | 1575°C ^{7),9)} | 2.4g/cm ³ ⁷⁾ 、2.367 g/cm ³ ⁹⁾ 、2.3544×10 ⁶ g/m ³ (26°C)、1.742×10 ⁶ g/m ³ ¹¹⁾ |
| 4) | NaBO ₃ | 60°C(分解) ⁷⁾ | | |
| 5) | B ₂ O ₃ | 450°C ⁷⁾ 、450°C(結晶) ⁸⁾ 、 9)、>400°C ¹²⁾ | ~1860°C ⁹⁾ | 2.55 g/cm ³ ⁷⁾ 、2.46 g/cm ³ (結晶) ^{8),9)} 、 1.8g/cm ³ (無定形) ^{8),9)} 、1.838 ×10 ⁶ g /m ³ (21.5°C) ¹²⁾ |
| 6) | BF ₃ | -126.8°C ⁷⁾ 、-127.1°C ⁹⁾ | -99.9°C ⁷⁾ 、 -127.1°C ⁸⁾ 、 -100.4°C ⁸⁾ 、 -101°C ⁹⁾ | 0.002772 g/cm ³ ⁷⁾ |
| 7) | NaBO ₂ | 966°C ^{7),9)} 、 >500°C ¹³⁾ | 1,434°C ^{7),9)} | 2.46 g/cm ³ ⁷⁾ 、2.464g/cm ³ ⁹⁾ 、1.799 g/cm ³ (20°C) ¹³⁾ |
| 8) | Ba(BO ₂) ₂ | 1367.5~1482.5°C ⁶⁾ | | 約 0.714 g/cm ³ (25°C) ⁶⁾ |

| No | 化学式 | 蒸気圧 | log Kow | 解離定数 (pKa) |
|----|---|---|--|---|
| 1) | B | 0.0119 mmHg(=1.58 Pa)(2,140°C) ⁸⁾ | | |
| 2) | B(OH) ₃ | 7.4×10 ⁻⁷ mmHg(=9.9 ×10 ⁵ Pa) (25°C) ¹⁰⁾ | -0.757(25°C) ¹⁴⁾ 、 -1.09 (22°C、pH 7.5) ¹⁰⁾ | pKa ₁ =9.27(20°C) ⁷⁾ 、 pKa ₂ >14 (20°C) ⁷⁾ 、 9.42 ⁸⁾ 、 9.15(25°C) ¹⁴⁾ 、8.94 (20°C) ¹⁰⁾ |
| 3) | Na ₂ B ₄ O ₇ | | -1.53 (22°C、pH 7.5) ¹¹⁾ | |
| 4) | NaBO ₃ | | | |
| 5) | B ₂ O ₃ | | | |
| 6) | BF ₃ | | | |
| 7) | NaBO ₂ | | | |
| 8) | Ba(BO ₂) ₂ | 8.1×10 ⁻⁷ mmHg(=1.1×10 ⁻⁴ Pa)(25°C) ⁶⁾ | 0.69897 ⁶⁾ | 約 8.9 (25°C) ⁶⁾ |

| No | 化学式 | 水溶性(水溶解度) |
|----|---|--|
| 1) | B | 不溶 ^{7),8),9)} |
| 2) | B(OH) ₃ | 5.80×10 ⁴ mg/1000g (25°C) ⁷⁾ 、4.72×10 ⁴ mg/1000g (20°C) ⁹⁾ |
| 3) | Na ₂ B ₄ O ₇ | 3.17×10 ⁴ mg/1000g (25°C) ⁷⁾ 、3.13×10 ⁴ mg/1000g (25°C) ⁹⁾ 、4.974×10 ⁴ mg/L (20°C、 pH 9.69) ¹¹⁾ |
| 4) | NaBO ₃ | 2.699×10 ⁵ mg/1000g(21°C、4 水和物) ⁵⁾ |
| 5) | B ₂ O ₃ | 2.2×10 ⁴ mg/1000g (20°C) ⁷⁾ 、4.72 ×10 ⁴ mg/1000g (20°C) ⁹⁾ |
| 6) | BF ₃ | 3.32×10 ⁶ mg/1000g (0°C) ^{8),9)} |
| 7) | NaBO ₂ | 2.2×10 ⁵ mg/1000g (25°C) ⁹⁾ 、2.0×10 ⁵ mg/L (20°C) ¹⁵⁾ 、30.02 vol% ¹³⁾ |
| 8) | Ba(BO ₂) ₂ | 約 822 mg/L (25°C) ⁶⁾ |

(3) 環境運命に関する基礎的事項

①大気

無機ほう素化合物は非揮発性であると考えられており、一般大気中では粒子態でのみ存在

するとされている¹⁶⁾。粒子態は湿性沈着及び乾性沈着により大気から除去されるとされている¹⁶⁾。いくつかの有機ほう素化合物とハロゲン化ほう素は揮発性であるが、これら物質は速やかに加水分解されるため、環境中では残留しないとされている¹⁶⁾。

②水域

ほう素原子は陰性原子、特に酸素原子と安定した結合を作る傾向があるとされている¹⁶⁾。環境中において、還元ほう素化合物(ハロゲン化、水素化、アルキル化及びアリアル化合物)は速やかに酸化又は加水分解され、様々な形の酸化物に変換されると考えられている¹⁶⁾。水中において、通常ほう素化合物はほう酸又はほう酸塩イオンの形で存在している¹⁶⁾。中性付近の環境水中では、非解離のほう酸が無機ほう素の主な成分である¹⁶⁾。ほう酸は水中において電子受容体(Lewis酸)として働き、水から水酸化物イオンを受容し3価の $B(OH)_3$ イオンを生成する¹⁶⁾。ほう酸濃度が0.1 mol/L以上の溶液では重合体が形成される¹⁶⁾。ほう素化合物は底質や土壌中に吸着され、吸着力はpHに依存する¹⁶⁾。pHが7.5から9.0付近において吸着力が一番強い¹⁶⁾。従って、非結晶性アルミニウムや酸化鉄、水酸化鉄を高濃度で含む土壌や底質において、ほう素化合物の吸着力は顕著である¹⁶⁾。

ほう酸は化審法の既存化学物質安全性点検により、難分解性ではあるが高濃縮性ではないと判断されている¹⁷⁾。生物濃縮係数(BCF)は以下の通りである。

<3.2 (試験生物：コイ、試験期間：4週間、試験濃度：5 mg/L)¹⁸⁾

<33 (試験生物：コイ、試験期間：4週間、試験濃度：0.5 mg/L)¹⁸⁾

(備考：定常状態におけるBCFは試験濃度5 mg/Lで<3.2、0.5 mg/Lで<33である¹⁸⁾。)

酸化ほう素は水と反応してほう酸を生成する際に発熱する¹⁹⁾。

過ほう酸ナトリウムは、室温で加水分解し、分解生成物のメタほう酸ナトリウムと過酸化水素とは平衡状態にある。メタほう酸ナトリウムは、環境中の温度やpHでほう酸となる²⁰⁾。

三ふっ化ほう素は水中ではオキシフルオロほう酸、オキシフルオロほう酸ヒドロニウム塩を生成し、さらに部分的に加水分解してジオキシフルオロほう酸、ふっ化水素を生成する²¹⁾。

③陸域

ほう素化合物の土壌への吸着性を作用するものとして、土壌の化学的組成、pH、塩分濃度、有機炭素含有量、酸化鉄及び酸化アルミニウム含有量、水酸化鉄及び水酸化アルミニウム含有量、粘土含有量がある¹⁶⁾。ほう素化合物の土壌への吸着性は幅広く、可逆的から不可逆的まで及ぶとされている¹⁶⁾。非結晶性アルミニウム、酸化鉄、水酸化鉄濃度が高い土壌では吸着性が高いとされている¹⁶⁾。無機ほう素は非揮発性であり、土壌表面からは揮発しないとされている¹⁶⁾。生物的な分解は報告されていない¹⁶⁾。

(4) 製造輸入量及び用途

①生産量等

ほう素のマテリアルフローを図1に示す²²⁾。

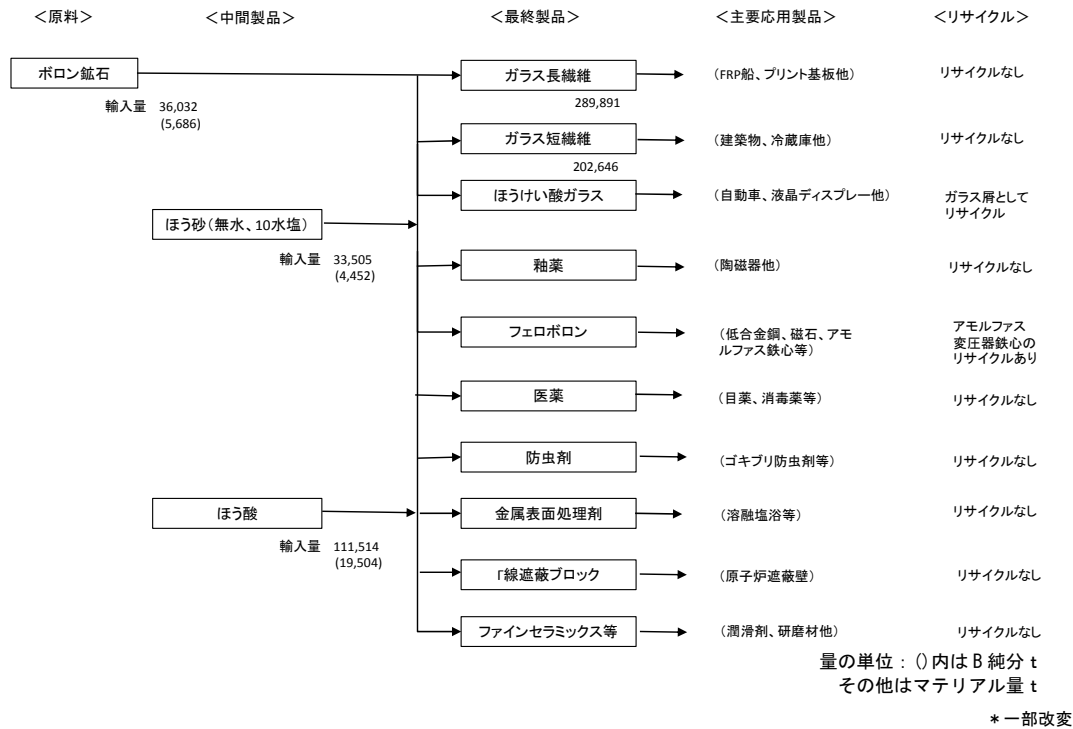


図1 ほう素のマテリアルフロー(2010)

ほう素化合物の化審法に基づき公表された製造・輸入数量の推移を表1.1に示す^{23),24),25),26)}。

表 1.1 製造・輸入数量 (t) の推移

| 平成 (年度) | 22 | 23 | 24 | 25 |
|-------------|----------|----------|----------|----------|
| ほう酸 | 100,000 | 100,000 | 100,000 | 100,000 |
| ほう酸ナトリウム | 40,000 | 40,000 | 30,000 | 30,000 |
| 三酸化ほう酸 | 5,000 | 5,000 | 4,000 | 3,000 |
| ほうふっ化リチウム錯塩 | 1,000 未満 | 1,000 未満 | X | 1,000 未満 |
| 三塩化ほう素 | 1,000 未満 | 1,000 未満 | 1,000 未満 | 1,000 未満 |
| ほうふっ化スズ | 1,000 未満 | 1,000 未満 | 1,000 未満 | 1,000 未満 |
| 炭化ほう素 | 1,000 未満 | 1,000 未満 | 1,000 未満 | 1,000 未満 |
| ほう酸カルシウム | 1,000 未満 | 1,000 未満 | 1,000 未満 | 1,000 未満 |
| ほう酸カリウム | 1,000 未満 | 1,000 未満 | 1,000 未満 | 1,000 未満 |
| 窒化ほう素 | 1,000 未満 | 1,000 未満 | 1,000 未満 | 1,000 未満 |
| ほう酸亜鉛 | 1,000 未満 | 1,000 未満 | 1,000 未満 | 1,000 未満 |
| メタほう酸バリウム | X | 1,000 未満 | X | 1,000 未満 |
| 三ふっ化ほう素 | X | 1,000 未満 | X | X |

| 平成(年度) | 22 | 23 | 24 | 25 |
|-------------|-----------------|----------|-----------------|-----------------|
| ほうふっ化水素酸 | X | 1,000 未満 | 1,000 未満 | 1,000 未満 |
| ほうふっ化アンモニウム | X | 1,000 未満 | X | 1,000 未満 |
| ほうふっ化カリウム | X | 1,000 未満 | 1,000 未満 | 1,000 未満 |
| ほう酸アンモニウム | X | 1,000 未満 | 1,000 未満 | 1,000 未満 |
| 過ほう酸ナトリウム | — ^{c)} | 1,000 未満 | 1,000 未満 | 1,000 未満 |
| ほう酸アルミニウム | X | X | — ^{c)} | — ^{c)} |
| ほう化クロム | X | X | — ^{c)} | — ^{c)} |
| ほう化チタン | X | X | X | X |
| ほう化タングステン | X | X | X | X |
| ほうふっ化銅 | X | X | X | X |
| ほうふっ化ナトリウム | X | X | 1,000 未満 | X |
| ほうふっ化鉛 | X | X | X | X |
| ほうふっ化亜鉛 | X | X | X | X |
| 水素化ほう素カリウム | X | X | X | X |
| リン酸ほう素 | X | X | X | X |
| ほう化モリブデン | — ^{c)} | X | X | X |
| ほう化ジルコニウム | — ^{c)} | X | — ^{c)} | — ^{c)} |

注：a) 製造数量は出荷量を意味し、同一事業者内での自家消費分を含んでいない値を示す。

b) 届出事業者が2社以下のため、製造・輸入数量は公表されていない。

c) 公表されていない。

過ほう酸ナトリウムの平成16年における生産量は1,000 t/年(推定)、平成17年から平成25年における生産量は600 t/年(推定)とされている²⁷⁾。ほう酸亜鉛の平成16年から平成25年における生産量は20 t/年、ほう酸アンモニウムの平成16年から平成25年における生産量は50 t/年(推定)とされている²⁷⁾。

ほう素及びその化合物のOECDに報告している生産量は、ほうふっ化水素酸として1,000～10,000 t未満である。

②輸入量

ほう素及びテルル、ほう素の酸化物及びほう酸、ほう酸塩及びペルオキシほう酸塩(過ほう酸塩)の輸入量の合計値の推移を表1.2に示す²⁸⁾。

表 1.2 輸入量の推移

| | | | | | |
|--------|---------|---------|---------|---------|---------|
| 平成(年) | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 |
| 輸入量(t) | 93,788 | 105,361 | 109,543 | 120,220 | 86,381 |
| 平成(年) | 22 | 23 | 24 | 25 | 26 |
| 輸入量(t) | 146,457 | 138,968 | 115,866 | 111,277 | 101,650 |

注：普通貿易統計(少額貨物(1品目が20万円以下)、見本品等を除く)品別国別表より集計。

③輸出量

ほう素及びテルル、ほう素の酸化物及びほう酸、ほう酸塩及びペルオキシほう酸塩（過ほう酸塩）の輸出量の合計値の推移を表 1.3 に示す²⁸⁾。

表 1.3 輸出量の推移

| | | | | | |
|--------|-------|-----|-------|-------|-------|
| 平成(年) | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 |
| 輸出量(t) | 802 | 860 | 1,009 | 1,189 | 1,364 |
| 平成(年) | 22 | 23 | 24 | 25 | 26 |
| 輸出量(t) | 1,109 | 556 | 365 | 443 | 619 |

注：普通貿易統計(少額貨物(1品目が20万円以下)、見本品等を除く)品別国別表より集計。

ほう素化合物の化学物質排出把握管理促進法（化管法）における製造・輸入量区分は 100t 以上である²⁹⁾。

④用途

ほう素の主な用途は住宅用の断熱材や強化プラスチックに使うガラス繊維の原料が最も多い²⁾。その他に液晶ディスプレイなどの特殊ガラスの製造や陶磁器のうわ薬、量は少ないが化学反応の触媒、ダンボールの接着剤、目薬、殺虫剤、防虫剤など広範囲に使用されている。また、原子力発電所の制御棒に使用されている²⁾。

ほう酸はゴキブリ駆除用のほう酸団子に使用されている²⁾。他の用途としてはガラス、医薬品（防腐消毒薬、あん法）、ほうろう、ニッケルメッキ添加、コンデンサ、防火剤、防腐剤、染料製造、殺虫剤、顔料、融剤、触媒、ほう酸塩類の製造、人造宝石、化粧品、写真薬、皮革工業用（仕上げ）、陶器用（釉薬）、高級セメント、ろうそくの芯、防火原料、エナメル、ペイント、チック、石けん、繊維工業用とされている³⁰⁾。

四ほう酸ナトリウムの主な用途は、ほうろう鉄器、ガラス、陶磁器、金属ろう付、皮なめし、なっ染、防腐剤、医薬品、化粧品、熱処理剤、写真、顔料（ギネーグリーン）、なたねの増産用、乾燥剤用（ほう酸鉛、ほう酸マンガン）、過ほう酸塩原料、軟水硬化剤、防腐剤、不凍液原料、コンデンサ用化成原料とされている³⁰⁾。

過ほう酸ナトリウムの主な用途は、酸化漂白、洗浄消毒（殺菌）、染色助剤、化粧品とされている³⁰⁾。

このほか、人為発生源として、農業、廃棄物、燃料用木材の燃焼、石油・石炭による発電、処理済木材・紙からの溶出、下水・汚泥の処分などが挙げられる³¹⁾。

主な自然発生源には、岩石の風化、海水、火山活動が挙げられる³¹⁾。

(5) 環境施策上の位置付け

ほう素化合物は、化学物質排出把握管理促進法第一種指定化学物質（政令番号:405）に指定されている。

ほう素化合物は、有害大気汚染物質に該当する可能性がある物質に選定されている。

ほう素は、環境基準(水質、土壌、地下水)が設定されている。ほう素及びその化合物は、

水質汚濁防止法に基づく排水基準（健康項目）、水道水質基準項目が設定されている。また、ほう素は、水生生物保全に係る水質目標を優先的に検討すべき物質に選定されている。

2. 曝露評価

環境リスクの初期評価のため、わが国の一般的な国民の健康や水生生物の生存・生育を確保する観点から、実測データをもとに基本的には化学物質の環境からの曝露を中心に評価することとし、データの信頼性を確認した上で安全側に立った評価の観点から原則として最大濃度により評価を行っている。

(1) 環境中への排出量

ほう素化合物は化管法の第一種指定化学物質である。同法に基づき公表された、平成 25 年度の届出排出量¹⁾、届出外排出量対象業種・非対象業種・家庭・移動体^{2),3)}から集計した排出量等を表 2.1 に示す。なお、届出外排出量移動体の推計はなされていなかった。

表 2.1 化管法に基づく排出量及び移動量 (PRTR データ) の集計結果 (平成 25 年度)
(ほう素化合物)

| | 届出 | | | | | | 届出外 (国による推計) | | | | 総排出量 (kg/年) | | |
|---------|------------|-----------|----|-------|------------|-----------|--------------|--------|---------|-----|-------------|------------|-----------|
| | 排出量 (kg/年) | | | | 移動量 (kg/年) | | 排出量 (kg/年) | | | | 届出 排出量 | 届出外 排出量 | 合計 |
| | 大気 | 公共用水域 | 土壌 | 埋立 | 下水道 | 廃棄物移動 | 対象業種 | 非対象業種 | 家庭 | 移動体 | | | |
| 全排出・移動量 | 73,035 | 2,493,905 | 0 | 7,146 | 54,494 | 2,861,160 | 1,420,166 | 29,297 | 104,107 | - | 2,574,085 | 1,553,570 | 4,127,655 |

業種等別排出量(割合)

| 業種 | 大気 | 公共用水域 | 土壌 | 埋立 | 下水道 | 廃棄物移動 | 届出外排出量 (kg/年) |
|----------------------|----------------|-------------------|----|--------------|----------------|-------------------|-------------------|
| 下水道業 | 0 | 1,593,902 (63.9%) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.0 (0.0000001%) |
| 低含有率物質 | | | | | | | 1,413,867 (99.6%) |
| 化学工業 | 532 (0.7%) | 204,477 (8.2%) | 0 | 0 | 10,714 (19.7%) | 224,485 (7.8%) | 5,553 (0.4%) |
| 原油・天然ガス鉱業 | 0 | 141,606 (5.7%) | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| 非鉄金属製造業 | 1,119 (1.5%) | 101,751 (4.1%) | 0 | 7,146 (100%) | 18,015 (33.1%) | 215,218 (7.5%) | 0.5 (0.000004%) |
| 産業廃棄物処分量 | 0 | 92,970 (3.7%) | 0 | 0 | 0 | 490 (0.02%) | 0.0 (0.000002%) |
| 窯業・土石製品製造業 | 69,927 (95.7%) | 20,465 (0.8%) | 0 | 0 | 6,717 (12.3%) | 1,924,321 (67.3%) | 5 (0.0003%) |
| 金属鉱業 | 0 | 61,470 (2.5%) | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| パルプ・紙・紙加工品製造業 | 0 | 60,199 (2.4%) | 0 | 0 | 1,867 (3.4%) | 7,990 (0.3%) | 0.3 (0.000002%) |
| 鉄鋼業 | 313 (0.4%) | 56,771 (2.3%) | 0 | 0 | 41 (0.08%) | 121,302 (4.2%) | 0.3 (0.000002%) |
| 金属製品製造業 | 732 (1.0%) | 50,779 (2.0%) | 0 | 0 | 5,922 (10.9%) | 106,212 (3.7%) | 8 (0.0006%) |
| 電気機械器具製造業 | 397 (0.5%) | 49,172 (2.0%) | 0 | 0 | 3,616 (6.6%) | 122,995 (4.3%) | 1 (0.00010%) |
| 一般廃棄物処理業 (ごみ処分量に限る。) | 0 | 44,149 (1.8%) | 0 | 0 | 4 (0.007%) | 12 (0.0004%) | |
| 医薬品製造業 | 0 | 8,204 (0.3%) | 0 | 0 | 111 (0.2%) | 18,307 (0.6%) | |
| プラスチック製品製造業 | 0 | 3,760 (0.2%) | 0 | 0 | 3,051 (5.6%) | 69,634 (2.4%) | 0.8 (0.00005%) |
| 石油製品・石炭製品製造業 | 0.6 (0.0008%) | 2,014 (0.08%) | 0 | 0 | 14 (0.03%) | 200 (0.007%) | 0.2 (0.00001%) |
| 輸送用機械器具製造業 | 0 | 1,987 (0.08%) | 0 | 0 | 1,549 (2.8%) | 28,164 (1.0%) | 14 (0.0010%) |
| 繊維工業 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2,000 (3.7%) | 0 | 672 (0.05%) |
| 一般機械器具製造業 | 14 (0.02%) | 189 (0.008%) | 0 | 0 | 84 (0.2%) | 14,750 (0.5%) | 6 (0.0004%) |
| 農業製造業 | 0 | 30 (0.001%) | 0 | 0 | 0 | 144 (0.005%) | |
| 自動車整備業 | | | | | | | 22 (0.002%) |
| 電子応用装置製造業 | 0 | 4 (0.0002%) | 0 | 0 | 0 | 250 (0.009%) | |
| その他の製造業 | | | | | | | 3 (0.0002%) |

| 総排出量の構成比(%) | | |
|-------------|-----|--|
| 届出 | 届出外 | |
| 62% | 38% | |

| | 届出 | | | | | | 届出外 (国による推計) | | | | 総排出量 (kg/年) | | |
|---------|------------|-----------|----|-------|------------|-----------|--------------|--------|---------|-----|-------------|-----------|-----------|
| | 排出量 (kg/年) | | | | 移動量 (kg/年) | | 排出量 (kg/年) | | | | 届出排出量 | 届出外排出量 | 合計 |
| | 大気 | 公共用水域 | 土壌 | 埋立 | 下水道 | 廃棄物移動 | 対象業種 | 非対象業種 | 家庭 | 移動体 | | | |
| 全排出・移動量 | 73,035 | 2,493,905 | 0 | 7,146 | 54,494 | 2,861,160 | 1,420,166 | 29,297 | 104,107 | - | 2,574,085 | 1,553,570 | 4,127,655 |

業種等別排出量(割合)

| 業種 | 大気 | 公共用水域 | 土壌 | 埋立 | 下水道 | 廃棄物移動 | 排出量 (kg/年) | 排出割合 (%) |
|------------------|----|-------|----|----|-----|-------|------------|---------------|
| 家具・装備品製造業 | | | | | | | 3 | (0.0002%) |
| 特別管理産業廃棄物処分業 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | (0.0001%) |
| 計量証明業 | | | | | | | 3 | (0.0002%) |
| 高等教育機関 | | | | | | | 2 | (0.0001%) |
| 自然科学研究所 | | | | | | | 2 | (0.0001%) |
| 商品検査業 | | | | | | | 0.9 | (0.00006%) |
| 鉄道業 | | | | | | | 0.5 | (0.00004%) |
| 医療業 | | | | | | | 0.5 | (0.00004%) |
| 飲料・たばこ・飼料製造業 | 0 | 0.5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.5 | (0.00002%) |
| 木材・木製品製造業 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 100 | 100 | (0.003%) |
| 機械修理業 | | | | | | | 0.4 | (0.00002%) |
| 精密機械器具製造業 | 0 | 0 | 0 | 0 | 790 | 3,501 | 4,291 | (1.4%) (0.1%) |
| 武器製造業 | | | | | | | 0.1 | (0.000006%) |
| 食料品製造業 | | | | | | | 0.1 | (0.000005%) |
| 出版・印刷・同関連産業 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1,100 | 1,100 | (0.04%) |
| 石油卸売業 | | | | | | | 0.0 | (0.0000008%) |
| 熱供給業 | | | | | | | 0.0 | (0.0000004%) |
| 電気業 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1,100 | 1,100 | (0.04%) |
| ゴム製品製造業 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 84 | 84 | (0.003%) |
| 洗濯業 | | | | | | | 0.0 | (0.0000006%) |
| 船舶製造・修理業、船用機関製造業 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 800 | 800 | (0.03%) |
| 電気計測器製造業 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | (0.00003%) |
| 農業 | | | | | | | 27,981 | (95.5%) |
| 殺虫剤 | | | | | | | 155 | (0.5%) |
| 漁網防汚剤 | | | | | | | 1,161 | (4.0%) |

| 総排出量の構成比(%) | | |
|-------------|-----|----|
| 届出 | 届出外 | 合計 |
| 62% | 38% | |

本物質の平成 25 年度における環境中への総排出量は、約 4,100 t となり、そのうち届出排出量は約 2,600 t で全体の 62% であった。届出排出量のうち 73 t が大気、約 2,500 t が公共用水域へ排出されるとしており、公共用水域への排出量が多い。この他に埋立処分が約 7.1 t、下水道への移動量が約 54 t、廃棄物への移動量が約 2,900 t であった。届出排出量の主な排出源は、大気への排出が多い業種は窯行・土石製品製造業 (96%)、公共用水域への排出が多い業種は下水道業 (64%)、化学工業 (8%)、原油・天然ガス鉱業 (6%)、非鉄金属製造業 (4%) であった。

しかし、特別要件施設 (金属鉱業、一般廃棄物処分業、産業廃棄物処分業、下水道業、等) の排出量は定量下限値をもとに排出量を算出している場合があるため、過剰評価している場合があることに留意する必要がある。

表 2.1 に示したように PRTR データでは、届出排出量は媒体別に報告されているが、届出外排出量の推定は媒体別には行われていないため、届出外排出量対象業種の媒体別配分は届出排出量の割合をもとに、届出外排出量非対象業種・家庭の媒体別配分は「平成 25 年度 PRTR 届出外排出量の推計方法等の詳細」³⁾をもとに行った。届出排出量と届出外排出量を媒体別に合計したものを表 2.2 に示す。

表 2.2 環境中への推定排出量

| 媒体 | 推定排出量(kg) |
|----|-----------|
| 大気 | 73,801 |
| 水域 | 3,914,467 |
| 土壌 | 132,244 |

(2) 媒体別分配割合の予測

ほう素化合物の化学形態は環境中で様々に変化するため、媒体別分配割合の予測を行うことは適切ではない。したがって、ほう素及びその化合物の媒体別分配割合の予測は行わなかった。

(3) 各媒体中の存在量の概要

ほう素の環境中等の濃度について情報の整理を行った。媒体ごとにデータの信頼性が確認された調査例のうち、より広範囲の地域で調査が実施されたものを抽出した結果を表 2.3 に示す。なお、得られた環境中濃度は化学形態別の濃度ではなく、全ほう素の濃度である。

表 2.3 各媒体中の存在状況

| 媒体 | 幾何 平均値 ^{a)} | 算術 平均値 | 最小値 | 最大値 ^{a)} | 検出 下限値 ^{b)} | 検出率 | 調査 地域 | 測定年度 | 文献 | |
|--------|-------------------------|--------------|--------|-------------------|-------------------------|-----------------|----------|------|------|-----|
| 一般環境大気 | µg B/m ³ | 0.097 | 0.1 | 0.07 | 0.14 | — ^{c)} | 9/9 | 全国 | 2013 | 4) |
| | | 0.08 | 0.08 | 0.08 | 0.08 | — ^{c)} | 1/1 | 大阪府 | 2012 | 5) |
| 室内空気 | µg B/m ³ | | | | | | | | | |
| 食物 | µg B/g | | | | | | | | | |
| 飲料水 | µg B/L | 25 | 34 | <20 | 130 | 20 | 15/23 | 全国 | 2012 | 6) |
| | | <600 | <600 | <100 | 900 | 100~600 | 399/5289 | 全国 | 2012 | 7) |
| | | <1,000 | <1,000 | <100 | 800 ^{d)} | 100~1,000 | 421/5283 | 全国 | 2011 | 8) |
| | | <600 | <600 | <100 | 800 | 100~600 | 434/5352 | 全国 | 2010 | 9) |
| | | <1,000 | <1,000 | <100 | 800 ^{d)} | 100~1,000 | 422/5156 | 全国 | 2009 | 10) |
| | | <1,000 | <1,000 | <100 | 1,100 | 100~1,000 | 405/5047 | 全国 | 2008 | 11) |
| | | <1,000 | <1,000 | <100 | 900 ^{d)} | 100~1,000 | 532/5343 | 全国 | 2007 | 12) |
| | | <1,000 | <1,000 | <100 | 1000 | 100~1,000 | 582/5380 | 全国 | 2006 | 13) |
| | | <1,100 | <1,100 | <100 | 900 ^{d)} | 100~1,100 | 580/5273 | 全国 | 2005 | 14) |
| | | <1,000 | <1,000 | <100 | 1000 | 100~1,000 | 606/5295 | 全国 | 2004 | 15) |

| 媒体 | 幾何 平均値 ^{a)} | 算術 平均値 | 最小値 | 最大値 ^{a)} | 検出 下限値 ^{b)} | 検出率 | 調査 地域 | 測定年度 | 文献 | |
|--------------|-------------------------|-----------|-------|-------------------|------------------------------------|-----------------|-----------|------|------|-----|
| 地下水 | µg B/L | <100 | <100 | <10 | 6,100 | <i>1~100</i> | 1067/2891 | 全国 | 2013 | 16) |
| | | <100 | <100 | <10 | 5,400 | <i>1~100</i> | 1005/2868 | 全国 | 2012 | 17) |
| | | <100 | <100 | <1 | 1,900 | <i>1~100</i> | 1083/2926 | 全国 | 2011 | 18) |
| | | <100 | <100 | <1 | 3,700 | <i>1~100</i> | 970/2956 | 全国 | 2010 | 19) |
| | | <200 | <200 | <1 | 3,300 | <i>1~200</i> | 1096/3068 | 全国 | 2009 | 20) |
| | | <300 | <300 | <10 | 9,900 | <i>10~300</i> | 1010/3149 | 全国 | 2008 | 21) |
| | | <100 | <100 | <10 | 2,900 | <i>10~100</i> | 997/3289 | 全国 | 2007 | 22) |
| | | <100 | <100 | <10 | 2,600 | <i>10~100</i> | 1139/3396 | 全国 | 2006 | 23) |
| | | <200 | <200 | <10 | 4,200 | <i>10~200</i> | 1034/3342 | 全国 | 2005 | 24) |
| | | <200 | <200 | <10 | 5,900 | <i>10~200</i> | 1187/3499 | 全国 | 2004 | 25) |
| 土壌 | µg B/g | | | | | | | | | |
| 公共用水域・淡水 | µg B/L | <100 | 150 | <7 | 3,900 | <i>7~100</i> | 1474/2878 | 全国 | 2013 | 26) |
| | | <100 | 140 | <7 | 5,600 (310^{e)}) | <i>7~100</i> | 1484/2863 | 全国 | 2012 | 27) |
| | | <100 | 130 | <10 | 11,000 | <i>10~100</i> | 1391/2869 | 全国 | 2011 | 28) |
| | | <100 | 130 | <10 | 6,400 | <i>10~100</i> | 1350/2928 | 全国 | 2010 | 29) |
| | | <100 | 140 | <10 | 4,000 | <i>10~100</i> | 1469/2921 | 全国 | 2009 | 30) |
| | | <100 | 140 | <10 | 4,200 | <i>10~100</i> | 1520/2933 | 全国 | 2008 | 31) |
| | | <400 | <400 | <10 | 3,700 | <i>10~400</i> | 1497/2926 | 全国 | 2007 | 32) |
| | | <200 | <200 | <10 | 3,600 | <i>10~200</i> | 1427/2910 | 全国 | 2006 | 33) |
| | | <200 | <200 | <10 | 4,000 | <i>10~200</i> | 1475/2891 | 全国 | 2005 | 34) |
| | | <200 | <200 | <10 | 4,300 | <i>10~200</i> | 1516/2946 | 全国 | 2004 | 35) |
| 公共用水域・海水 | µg B/L | 3,600 | 3,700 | 2,100 | 4,200 | — ^{c)} | 27/27 | 全国 | 2013 | 26) |
| | | 3,400 | 3,500 | 1,300 | 4,700 | — ^{c)} | 26/26 | 全国 | 2012 | 27) |
| | | 3,400 | 3,500 | 1,500 | 4,900 | — ^{c)} | 27/27 | 全国 | 2011 | 28) |
| | | 3,000 | 3,400 | 380 | 5,200 | — ^{c)} | 27/27 | 全国 | 2010 | 29) |
| | | 3,500 | 3,700 | 1,300 | 4,700 | — ^{c)} | 26/26 | 全国 | 2009 | 30) |
| | | 3,800 | 3,900 | 1,000 | 4,800 | — ^{c)} | 30/30 | 全国 | 2008 | 31) |
| | | 1,200 | 2,600 | <100 | 4,700 | <i>100</i> | 9/12 | 全国 | 2007 | 32) |
| | | 2,900 | 3,500 | 400 | 4,900 | — ^{c)} | 16/16 | 全国 | 2006 | 33) |
| | | 3,800 | 4,000 | 900 | 5,800 | — ^{c)} | 30/30 | 全国 | 2005 | 34) |
| | | 3,700 | 3,900 | 1,300 | 5,300 | — ^{c)} | 85/85 | 全国 | 2004 | 35) |
| 底質(公共用水域・淡水) | µg B/g | | | | | | | | | |
| 底質(公共用水域・海水) | µg B/g | | | | | | | | | |

注：a) 最大値又は幾何平均値の欄の太字で示した数字は、曝露の推定に用いた値を示す。

b) 検出下限値の欄の斜体で示されている値は、定量下限値として報告されている値を示す。

c) 報告されていない。

d) 最大濃度を上回る下限値による不検出データが報告されているため、最大濃度よりも高濃度の地点が存在する可能性がある。

e) 人為由来の可能性が高い測定結果。

(4) 人に対する曝露量の推定（一日曝露量の予測最大量）

本物質については、吸入曝露による健康リスクの初期評価を行うため、大気の実測値を用いて人に対する曝露の推定を行った（表 2.4）。化学物質の人による一日曝露量の算出に際しては、人の一日の呼吸量を 15 m^3 、体重を 50 kg と仮定している。

表 2.4 各媒体中の濃度と一日曝露量

| | 媒体 | 濃度 | 一日曝露量 |
|-----|--------------|-------------------------------------|---------------------------------|
| 平均 | 大気 一般環境大気 | $0.097 \mu\text{g B/m}^3$ 程度 (2013) | $0.029 \mu\text{g B/kg/day}$ 程度 |
| | 室内空気 | データは得られなかった | データは得られなかった |
| 最大値 | 大気 一般環境大気 | $0.14 \mu\text{g B/m}^3$ 程度 (2013) | $0.042 \mu\text{g B/kg/day}$ 程度 |
| | 室内空気 | データは得られなかった | データは得られなかった |

人の一日曝露量の集計結果を表 2.5 に示す。

吸入曝露の予測最大曝露濃度は、一般環境大気の実測値から $0.14 \mu\text{g B/m}^3$ 程度となった。一方、化管法に基づく平成 25 年度の大気への届出排出量をもとに、プルーム・パフモデル³⁶⁾を用いて推定した大気中濃度の年平均値は、最大で $8.2 \mu\text{g B/m}^3$ となった。

表 2.5 人の一日曝露量

| 媒体 | | 平均曝露量 ($\mu\text{g B/kg/day}$) | 予測最大曝露量 ($\mu\text{g B/kg/day}$) |
|----|--------|----------------------------------|------------------------------------|
| 大気 | 一般環境大気 | 0.029 | 0.042 |
| | 室内空気 | | |

(5) 水生生物に対する曝露の推定（水質に係る予測環境中濃度：PEC）

ほう素の水生生物に対する曝露の推定の観点から、水質中濃度を表 2.6 のように整理した。

水質について安全側の評価値として予測環境中濃度（PEC）を高排出事業所下流地点の実測値から設定すると、公共用水域の淡水域では $310 \mu\text{g B/L}$ となった。同海域については、4 (3) に示す理由により当面は評価を行わないこととした。化管法に基づく平成 25 年度の公共用水域・淡水への届出排出量を全国河道構造データベース³⁷⁾の平水流量で除し、希釈のみを考慮した河川中濃度を推定すると、最大で $910 \mu\text{g B/L}$ となった。

表 2.6 公共用水域濃度

| 水域 | 平均 | 最大値 |
|----|---------------------------------|------------------------------|
| 淡水 | $100 \mu\text{g B/L}$ 未満 (2012) | $310 \mu\text{g B/L}$ (2012) |
| 海水 | 評価は行わないこととした | 評価は行わないこととした |

注：1) 環境中濃度での（ ）内の数値は測定年度を示す。

2) 公共用水域・淡水は、河川河口域を含む。

3. 健康リスクの初期評価

健康リスクの初期評価として、ヒトに対する化学物質の影響についてのリスク評価を行った。

なお、本物質については、既に公共用水域及び地下水の水質汚濁に係る環境基準が設定されていることから、経口曝露の初期評価については対象外とした。

(1) 体内動態、代謝

雄ラットに四ほう酸二ナトリウム十水和物（ほう砂）をほう素として 0.4~4 mg/kg 単回強制経口投与した結果、24 時間の尿中排泄率と投与量は直線関係（相関係数 0.999、回帰係数 0.954）にあり、投与量の 99.6%が 24 時間で尿中に排泄された。また、4 mg/kg を単回強制経口投与した結果、血清中のほう素は 1.76 時間後にピーク濃度（2.13 mg B/L）となり、吸収半減期は 0.608 時間、消失半減期は 4.64 時間、分布容積は 142 mL/100g 体重、総クリアランスは 0.359 mL/min/100 g 体重であった。これらの結果から、ほう酸は消化管から速やかに、かつ完全に吸収され、血清タンパクとの結合性は強くないこと、尿中排泄が主要な排泄経路であることが分かった¹⁾。

妊娠 16 日又は非妊娠の雌ラットにほう酸 30 mg/kg（5.23 mg B/kg）を単回強制経口投与した結果、血漿中ほう素の半減期はそれぞれ 3.23 時間、2.93 時間であり、有意差はなかった。また、0.3~30 mg/kg を強制経口投与してクリアランスを調べた結果、妊娠ラットの値の方が若干高かったが、有意差はなかった。なお、ほう素のクリアランスはクレアチニンのクリアランスに対して妊娠ラットで 78~85%、非妊娠ラットで 61~66%と低かったことから、尿細管での再吸収が示唆された²⁾。

雄ラットにほう酸を 0.9%濃度で餌に添加して 7 日間投与（93~96 mg B/kg/day）して生殖器を含む組織中のほう素濃度を調べた結果、対照群では副腎（7.99 µgB/g）以外は 4 µgB/g 未満であったが、投与群では脂肪組織を除く組織で投与 1 日後に 2~10 倍増加し、3~4 日後までに脂肪組織及び骨を除く組織で定常状態（12~30 µg/g）に達し、血漿中濃度の約 1.11 倍であった。骨では増加を続けて投与 7 日後に 40~50 µg/g となり、血漿中濃度の 2~3 倍であったが、脂肪組織では血漿中濃度の約 20%で推移し、投与 7 日後でも 3.78 µg/g であった³⁾。

ラットに 0、77 mg/m³ の酸化ほう素を 22 週間（6 時間/日、5 日/週）吸入させた結果、曝露期間内の尿中へのほう素の平均排泄量は対照群で 0.24 mg B/kg/day であり、77 mg/m³ 群は 11.90 mg B/kg/day であったが、曝露期間終了後は速やかに減少して対照群と同程度になった。また、6 週間吸入曝露し、最終曝露から 60 時間経過後の肺、気管、脾臓、肝臓、腎臓、心臓、精巣、卵巣等のほう素濃度を測定した結果、対象とした全組織でほう素は不検出であり、この一因として 60 時間内での排泄が考えられた⁴⁾。

ヒトではボランティア 6 人にほう酸 750 mg を水溶液として、740~1,473 mg を乳化液として経口投与した結果、それぞれ投与量の 93.9%、92.4%が 96 時間内に尿中に排泄されたが、約 60~70%が 24 時間内、約 80~90%が 48 時間内に排泄されていた⁵⁾。また、7 人に 562~611 mg のほう酸を静脈内投与した試験では、120 時間で投与量の 98.7%が尿中に排泄された。血漿中ほう素濃度の減衰は 3 相性であり、第 3 相の半減期は 21.0 時間であった⁶⁾。

ほう砂製造工場における総粉じん中の濃度をもとに労働者を低、中、高曝露の 3 群（2.76、7.54、9.86 mg/m³）に分けて血液中及び尿中のほう素濃度を調査した結果、月曜日の始業前濃度は血液中で 0.09 µgB/g、尿中で 2.75 µg/mg クレアチニンであり、3 群に有意差はなかった。月、木、金曜日の終業後のほう素濃度は血液中では中・高曝露群、尿中では高曝露群で月曜日の始業前濃

度に比べて有意に高かったが、曜日の違いによる差はなかったことから、ほう素の蓄積性はないと考えられた。また、食物からのほう素摂取は無視できないが、主要なほう素の摂取源は職場での吸入と考えられた⁷⁾。

ウサギの皮膚にほう酸を結晶粉末として4,000 mg/kg、タルク粉末として200、500 mg/kg、水溶液として200 mg/kg、軟膏として400 mg/kgを4日間(1.5時間/日)塗布した結果、最終塗布から24時間後までの4日間で尿中に排泄されたほう素はごくわずかであったため、経皮吸収はほとんどないものと考えられた。しかし、有傷皮膚に塗布した場合には尿中へのほう素排泄量の増加がみられ、より重度に傷付けた方が排泄量も多く、皮膚吸収の増加が示された。ヒトの前腕部皮膚に15gのほう酸結晶粉末を4日間(4時間/日)塗布した試験では、尿中へのほう素排泄量に増加はみられず、無傷の皮膚からは吸収されないと考えられた⁸⁾。

(2) 一般毒性及び生殖・発生毒性

① 急性毒性

表 3.1 急性毒性⁹⁾

| 【単体ほう素】 | | | |
|---------|----|------------------|-----------|
| 動物種 | 経路 | | 致死量、中毒量等 |
| ラット | 経口 | LD ₅₀ | 650 mg/kg |
| マウス | 経口 | LD ₅₀ | 560 mg/kg |
| モルモット | 経口 | LD ₅₀ | 310 mg/kg |
| ウサギ | 経口 | LD ₅₀ | 310 mg/kg |
| ネコ | 経口 | LD ₅₀ | 250 mg/kg |
| イヌ | 経口 | LD ₅₀ | 310 mg/kg |

| 【ほう酸】 | | | |
|--------|----|------------------|----------------------------|
| 動物種 | 経路 | | 致死量、中毒量等 |
| ヒト(乳児) | 経口 | LDLo | 400 mg/kg |
| ヒト(小児) | 経口 | LDLo | 250 mg/kg |
| ヒト | 経口 | LDLo | 214 mg/kg |
| ヒト(男) | 経口 | LDLo | 429 mg/kg |
| ヒト(女) | 経口 | LDLo | 200 mg/kg |
| ヒト(乳児) | 経皮 | LDLo | 1,200 mg/kg |
| ヒト(小児) | 経皮 | LDLo | 1,500 mg/kg |
| ヒト(小児) | 経皮 | LDLo | 4,000 mg/kg (4 day) |
| ヒト(男) | 経皮 | LDLo | 2,430 mg/kg |
| ラット | 経口 | LD ₅₀ | 2,660 mg/kg |
| ラット | 経口 | LD ₅₀ | 2,500 mg/kg |
| ラット | 経口 | LDLo | 3,000 mg/kg |
| マウス | 経口 | LD ₅₀ | 3,450 mg/kg |
| モルモット | 経口 | LDLo | 1,000 mg/kg |
| ウサギ | 経口 | LDLo | 4,000 mg/kg |
| イヌ | 経口 | LDLo | 1,780 mg/kg |
| ラット | 吸入 | LCLo | 28 mg/m ³ (4hr) |

注：()内の時間は曝露時間を示す。

【四ほう酸二ナトリウム (ほう砂)】

| 動物種 | 経路 | | 致死量、中毒量等 |
|-----|----|------------------|-------------|
| ラット | 経口 | LD ₅₀ | 1,200 mg/kg |
| マウス | 経口 | LD ₅₀ | 1,060 mg/kg |

【四ほう酸二ナトリウム十水和物 (ほう砂)】

| 動物種 | 経路 | | 致死量、中毒量等 |
|---------|----|------------------|-------------|
| ヒト (乳児) | 経口 | LDLo | 1,000 mg/kg |
| ヒト (男) | 経口 | LDLo | 709 mg/kg |
| ラット | 経口 | LD ₅₀ | 2,660 mg/kg |
| マウス | 経口 | LD ₅₀ | 2,000 mg/kg |
| モルモット | 経口 | LD ₅₀ | 5,330 mg/kg |
| イヌ | 経口 | LDLo | 3,000 mg/kg |

【過ほう酸ナトリウム】

| 動物種 | 経路 | | 致死量、中毒量等 |
|-----|----|------------------|-------------|
| ラット | 経口 | LD ₅₀ | 1,200 mg/kg |
| ラット | 経口 | LD ₅₀ | 2,660 mg/kg |
| マウス | 経口 | LD ₅₀ | 1,060 mg/kg |
| マウス | 経口 | LD ₅₀ | 2,000 mg/kg |
| マウス | 経口 | LD ₅₀ | 3,250 mg/kg |

【過ほう酸ナトリウム四水和物】

| 動物種 | 経路 | | 致死量、中毒量等 |
|---------|----|------------------|-------------|
| ヒト | 経口 | LDLo | 214 mg/kg |
| ヒト (小児) | 経口 | LDLo | 250 mg/kg |
| ヒト (乳児) | 経口 | LDLo | 400 mg/kg |
| ラット | 経口 | LD ₅₀ | 1,200 mg/kg |
| マウス | 経口 | LD ₅₀ | 1,060 mg/kg |

【メタほう酸ナトリウム】

| 動物種 | 経路 | | 致死量、中毒量等 |
|-----|----|------------------|-------------|
| ラット | 経口 | LD ₅₀ | 2,330 mg/kg |

【酸化ほう素】

| 動物種 | 経路 | | 致死量、中毒量等 |
|-----|----|------------------|-----------------------------|
| ラット | 経口 | LD ₅₀ | 3,150 mg/kg |
| マウス | 経口 | LD ₅₀ | 3,163 mg/kg |
| ラット | 吸入 | LCLo | 150 mg/m ³ (2hr) |

注：() 内の時間は曝露時間を示す。

【三ふっ化ほう素】

| 動物種 | 経路 | | 致死量、中毒量等 |
|-------|----|------------------|---|
| ラット | 吸入 | LC ₅₀ | 1,180 mg/m ³ (4hr) |
| ラット | 吸入 | LCLo | 2,100 mg/m ³ (5hr) |
| マウス | 吸入 | LC ₅₀ | 3,460 mg/m ³ (2hr) |
| マウス | 吸入 | LCLo | 2,100 mg/m ³ (5hr) |
| モルモット | 吸入 | LC ₅₀ | 109 mg/m ³ (4hr) |
| モルモット | 吸入 | LC ₅₀ | 110 mg/m ³ |
| モルモット | 吸入 | LCLo | 2,100 mg/m ³ (5hr) |
| イヌ | 吸入 | LC | >1,000 ppm[>2,770 mg/m ³] (3hr) |

注：() 内の時間は曝露時間を示す。

酸化ほう素は眼、皮膚、気道を刺激する。吸入すると咳、咽頭痛、経口摂取すると腹痛、下痢、吐き気、嘔吐を生じ、皮膚に付くと発赤、眼に入ると発赤、痛みを生じる¹⁰⁾。

ほう酸は眼、皮膚、気道を刺激し、消化管、肝臓、腎臓に影響を与えることがある。吸入すると咳、咽頭痛、経口摂取すると腹痛、痙攣、下痢、吐き気、嘔吐、皮疹を生じ、皮膚に付くと発赤、眼に入ると発赤、痛みを生じる¹¹⁾。

三ふっ化ほう素は腐食性、催涙性を示し、吸入すると肺水腫を引き起こすことがあり、急速に気化すると凍傷を引き起こすことがある。吸入すると灼熱感、咳、息苦しさを生じ、皮膚に付くと発赤、灼熱感、痛み、眼に入ると発赤、痛み、かすみ眼を生じる¹²⁾。

② 中・長期毒性

ア) マウス（系統等不明）に 0、73 mg/m³ のほう素を 6 週間（7 時間/日、5 日/週）吸入させた結果、曝露に関連した影響はみられなかった¹³⁾。

イ) 雌雄のラット（系統不明）70 匹を 1 群として 0、77 mg/m³ の酸化ほう素（0、24 mg B/m³）を 24 週間（6 時間/日、5 日/週）吸入させ、同様に 4 匹を 1 群として 0、175 mg/m³（0、54 mg B/m³）を 12 週間、20 匹を 1 群として 0、470 mg/m³（0、146 mg B/m³）を 10 週間吸入させた結果、470 mg/m³ 群で数匹の鼻に赤い滲出液がみられたが、それらのラットは粉じんで覆われていたため、鼻孔の局所刺激と引っ掻き行動によるものと考えられた。470 mg/m³ 群の体重が 9 % 低かった以外には血液、血液生化学、臓器の重量及び組織に影響はなかった⁴⁾。

また、イヌ 3 匹を 1 群として 0、57 mg/m³ の酸化ほう素（0、18 mg B/m³）を 23 週間（6 時間/日、5 日/週）吸入させた結果、57 mg/m³ 群で軽微な白血球数の増加（有意差なし）がみられた以外には影響はなかった⁴⁾。

ウ) 雄モルモット（系統不明）10 匹、雌ラット（系統不明）14 匹を 1 群として 12.8 ppm の三ふっ化ほう素（5.7 mg B/m³）を 62～65 日間（7 時間/日、5 日/週）吸入させた結果、ラットは 1 匹が死亡し、死因は不明であったが、モルモットは呼吸困難で喘息様の症状がみられ、7 匹が死亡し、死因は気道刺激と窒息であった。モルモットでは肺の門部に炎症がみられ、肺の相対重量は有意に増加していた。ラットの肺の門部にも炎症がみられた¹⁴⁾。

同様に 3～4 ppm の三ふっ化ほう素（1.3～1.8 mg B/m³）を雌ラット 5 匹に 51 日間、雄モルモット 10 匹に 41 日間吸入させた結果、ラットの一般状態や体重に影響はなかったが、モルモットは喘息発作様の症状を示して 4 匹が死亡し、残りのモルモットも明らかに呼吸

困難な様子がみられた¹⁴⁾。

また、同様にして 1.5 ppm の三ふっ化ほう素 (0.7 mg B/m³) をラット雌雄各 12 匹、モルモット雌雄各 10 匹、ウサギ雌雄各 3 匹に 6 ヶ月間吸入させた結果、ラットの肺で極く軽微な影響 (炎症、うっ血、円形細胞浸潤) がみられ、モルモットで肺の炎症の発生率に軽度の増加がみられた以外には影響はなかった¹⁴⁾。

なお、3~4 ppm 曝露時のモルモットの死亡は 12.8 ppm 曝露時よりも早い時期にみられており、この原因として、試験時の湿度管理をしていなかったことから、湿度がミストの粒子径に影響を及ぼし、毒性が異なった可能性が考えられた¹⁴⁾。

エ) Fischer 344 ラット雌雄各 5 匹を 1 群とし、0、24、66、180 mg/m³ の三ふっ化ほう素 (0、3.8、10.5、28.7 mg B/m³) を 2 週間 (6 時間/日、5 日/週) 吸入させた結果、180 mg/m³ 群の全数が体重減少を示して 6 回の曝露までに死亡し、腎臓の近位尿細管上皮で壊死及び核濃縮がみられた。24 mg/m³ 以上の群の雌雄で呼吸困難と気道刺激症状がみられ、24、66 mg/m³ 群の雄及び 66 mg/m³ 群の雌で体重増加の有意な抑制を認めた。また、24 mg/m³ 以上の群の雌雄で肺の絶対及び相対重量の増加 (12~21%)、66 mg/m³ 群で肝臓の絶対及び相対重量の減少 (23%) がみられた¹⁵⁾。この結果から、LOAEL を 24 mg/m³ (3.8 mg B/m³、曝露状況で補正 : 0.68 mg B/m³) とする。

オ) Fischer 344 ラット雌雄各 20 匹を 1 群とし、0、2、6、17 mg/m³ の三ふっ化ほう素 (0、0.32、0.96、2.7 mg B/m³) を 13 週間 (6 時間/日、5 日/週) 吸入させた結果、17 mg/m³ 群の雌雄でラ音 (呼吸雑音)、過度の流涙がみられ、雄 1 匹が死亡した。体重や血液、血液生化学、尿、臓器の重量に影響はなかったが、17 mg/m³ 群で死亡した 1 匹と他の 1 匹の尿細管上皮に壊死がみられ、曝露に関連した影響と考えられた¹⁵⁾。この結果から、NOAEL を 6 mg/m³ (0.96 mg B/m³、曝露状況で補正 : 0.17 mg B/m³) とする。

以上のように、ほう素や酸化ほう素に比べ、三ふっ化ほう素ではより低い濃度で影響がみられるが、これはふっ化物としての毒性発現によるものと考えられることから、ほう素化合物の健康リスク評価を行う上で三ふっ化ほう素の知見は妥当でないと判断した。

③ 生殖・発生毒性

ア) 吸入曝露による実験動物の生殖・発生毒性について、知見は得られなかった。

なお、Sprague-Dawley ラット雄 18 匹を 1 群とし、0、0.05、0.1、0.2% のほう素濃度 (0、25、50、100 mg B/kg/day 程度) となるようにほう砂を餌に混ぜて 30 日間又は 60 日間投与した結果、いずれも 0.1% 以上の群で精巣上体重量の有意な減少と精巣の精母細胞、精子細胞、精子の用量及び曝露期間に依存した減少を認め、60 日間投与の 0.05% 以上の群では精細管径の有意な減少もみられた。また、投与期間終了後に未処置の雌と毎週交尾させた結果、30 日間投与の 0.1% 群は 3 週、0.2% 群は 8 週、60 日間投与の 0.1% 群は 4 週まで妊娠率の有意な低下がみられたが、60 日間投与の 0.2% 群では 12 週後も妊娠率は 0% であった¹⁶⁾。

また、Sprague-Dawley ラット雌 60 匹を 1 群とし、0、0.025、0.050、0.075、0.1、0.2% の濃度でほう酸を混餌投与 (妊娠 0 日から 20 日まで) した結果、0.1% 以上の群で胎仔の低体重、第 13 肋骨短縮、波状肋骨の発生率に有意な増加を認めたことから、NOAEL は 0.075% (9.6 mg B/kg/day) とされており¹⁷⁾、この知見をもとに水質基準値 1 mg/L が設定された¹⁸⁾。

④ ヒトへの影響

ア) 男性ボランティア 12 人に軽運動させながら 0、5、10、20、30、40 mg/m³ の四ほう酸ナトリウム五水和物(空気動学的質量中央粒径 7.1 μm)を 20 分間吸入させた結果、10 mg/m³ (1.5 mg B/m³) 以上の群で鼻汁量の有意な増加を認めたが、粘液線毛クリアランスや鼻の気道抵抗に影響はなかった。なお、眼、鼻、喉の曝露時感覚を 6 濃度段階 (10~35%) の CO₂ 曝露時感覚刺激でスコア化すると、平均スコアは眼、鼻では 10 mg/m³ 以上の群、喉では 5 mg/m³ 以上の群で有意に高かったが¹⁹⁾、刺激に相当するスコア値は 30 mg/m³ 以上の群の鼻の感覚に限られた。

イ) アメリカの地域中毒センター (2ヶ所) で 1981 年から 1985 年に取り扱ったほう酸経口摂取 784 件についてみると、2 件以外はすべて急性事例であり、大部分がほう酸の単独摂取で、5 歳以下の事例が全体の 80.2% を占めた。重篤な中毒患者はなく、88.3% に中毒症状はみられなかったが、嘔吐 32 例、腹痛 15 例、下痢 13 例、吐き気 7 例と胃腸系の症状が多く、その他に嗜眠 6 例、紅斑 5 例、頭痛 5 例、立ちくらみ 3 例などもみられた。51 人から得られた血液中のほう酸濃度は 0~340 μg/mL の範囲にあり、複数回の測定結果があった 9 人で血液中の半減期は平均 13.4 時間であった。ほう酸の推定摂取量は 659 例から得られ、平均値は 1.4 g (0.01~88.8 g) であったが、中毒症状のあった患者は平均 3.2 g (0.1~55.5 g)、無症状の患者は平均 0.9 g (0.01~88.8 g) であった²⁰⁾。

ウ) アメリカの大規模ほう砂採鉱・精錬プラントで 5 年以上働く労働者 629 人 (うち女性 26 人) を対象とした断面調査では、職場の総粉じん濃度 (加重平均) は無水ほう砂製造部門で 14.6 mg/m³、出荷部門で 8.4 mg/m³、鉱山やメンテナンス部門で 4.0 mg/m³、非製造部門で 1.1 mg/m³ であった。無水ほう砂製造部門 (14.6 mg/m³) では労働者の 33% に口や鼻、喉の乾き、28% に眼刺激、15% に鼻血、空咳、8% に咽頭痛、湿咳、5% に息切れ、胸部絞扼感の訴えがあったが、胸部痛や喀血は 2% 未満であった。これらの急性症状の有訴率 (胸部痛及び喀血を除く) には総粉じん濃度の増加に伴った有意な増加傾向があったが、鉱山・メンテナンス部門 (4.0 mg/m³) では眼刺激以外に 5% を超える症状はなく、非製造部門 (1.1 mg/m³) では 3% を超える症状はなかった。持続性症状については、喫煙歴の有無から労働者を 2 群に分け、さらに低 (0.9 mg/m³)、中 (4.5 mg/m³)、高 (14.6 mg/m³) の 3 曝露濃度群に分けて検討した結果、非喫煙労働者で咳、粘液分泌過多、慢性気管支炎、喫煙歴ありの労働者で息切れの訴えに有意な増加傾向がみられた。肺機能検査及び胸部 X 線検査の結果と曝露濃度に関連はなかったが、高累積曝露群 (80 mg/m³ 年以上) の喫煙労働者で %1 秒量の有意な低下がみられ、高濃度曝露の喫煙者に対する影響が示唆された²¹⁾。

エ) 上記アメリカのほう砂採鉱・精錬プラントのコホートでは、1981 年及び 1988 年の両年に 303 人の労働者が肺機能検査を受診していたことから、この間の肺機能の変化を検討した結果、労働者の累積曝露量との間に関連はみられなかった。また、コホート内で曝露群の労働者 79 人 (総粉じん平均濃度 5.72 mg/m³ (0.44 mg B/m³))、対照群の労働者 27 人 (総粉じん平均濃度 0.45 mg/m³ (0.02 mg B/m³)) を設定して急性症状を検討した結果、曝露群の労働者では鼻刺激、眼刺激、喉刺激、咳、息切れの有訴率が有意に高かった²²⁾。

オ) アメリカのほう砂採鉱・精錬プラントで 1990 年 10 月に 9 ヶ月以上勤務していた男性労

働者 542 人（平均年齢 43.4 歳、平均雇用年数 15.8 年）を対象とした調査では、労働者を父親とする子供が 529 人おり、全米の出生率統計から、彼らの妻の年齢や人種、出産の有無などで調整して求めた期待数は 466.6 人であったため、労働者群の標準化出生率（SBR）は有意に高かった。しかし、ほう酸ナトリウムの平均気中濃度から労働者を 0.37、1.34、2.23、3.98、8.58 mg/m³ 群の 5 群に分けて比較したところ、曝露濃度と SBR に関連はなかった。また、子供の性比についてみると女性が多い傾向にあったが、曝露濃度との関連はなかった²³⁾。

カ) 半導体を製造するアメリカの 14 工場に勤務し、1986～1989 年に妊娠した女性労働者 891 人（18～44 歳）の調査では、本物質の曝露と自然流産の発生率に関連はなかった²⁴⁾。

キ) 中国のほう素採鉱・精錬プラントで働く男性労働者 66 人（19～39 歳）、その周辺の地域住民男性 59 人（18～39 歳）、環境中のほう素濃度が低い地域の男性 67 人（19～39 歳）を対象とした調査では、血液中の平均ほう素濃度は労働者で 499.2 ppb、周辺地域男性で 96.1 ppb、低地域男性で 47.9 ppb であり、各群間で有意な差がみられた。また、クレアチニンで補正した尿中平均濃度はそれぞれ 16.7 mg/L、5.5 mg/L、2.0 mg/L であり、精液中の平均濃度はそれぞれ 785.6 ppb、310.6 ppb、214.0 ppb であり、これらも各群間に有意差があった。しかし、精子の数や濃度、形態、運動性等のパラメータと血液や尿中のほう素濃度に有意な関連はなかった²⁵⁾。

また、トルコのほう酸製造工場の男性労働者 204 人を対象とした調査では、非製造部門の労働者にも飲み水を介したほう素の曝露を認めたことから、血液中のほう素濃度をもとに定量限界未満 (< 48.5 ppm) の 49 人、48.5～100 ppb の 72 人、100～150 ppb の 44 人、150 ppb 超の 39 人の 4 群に分け、血液中の性ホルモン、精子の数や濃度等の各種パラメータ、精子の DNA 傷害との関連を検討したが、ほう素曝露による影響はなかった²⁶⁾。

ク) ほう酸はその弱い静菌作用のため、外陰腔カンジダ症の治療に使用されており、妊婦が使用することもある。このため、ハンガリーの先天性異常症例対照調査では、ほう酸錠の影響についても検討された。症例群 (22,843 人) では 43 人の母親 (0.18%)、対照群 (38,151 人) では 52 人の母親 (0.14%) がほう酸錠の処置を受けたことがあり、多くの場合、30 mg 錠の 7 日間 (2 錠/日) 投与であった。先天性異常のオッズ比は、妊娠期間中に投与を受けた母親で 1.6 (95%CI: 1.0～2.4)、そのうち、妊娠 2～3 ヶ月に投与を受けた母親で 2.8 (95%CI: 1.1～7.1) であったことから、妊娠中のほう酸錠治療による弱い催奇形性の可能性は除外できないと考えられた²⁷⁾。

(3) 発がん性

① 主要な機関による発がんの可能性の分類

国際的に主要な機関での評価に基づく本物質の発がんの可能性の分類については、表 3.2 に示すとおりである。

表 3.2 主要な機関による発がんの可能性の分類

| 機 関 (年) | | 分 類 |
|---------|--------------------------|---------------------------|
| WHO | IARC | — |
| EU | EU | — |
| USA | EPA (2004) ^{※1} | データはヒトの発がん性を評価するには不適當である。 |
| | ACGIH (2004) | A4 ヒトに対する発がん性物質として分類できない。 |
| | NTP | — |
| 日本 | 日本産業衛生学会 | — |
| ドイツ | DFG | — |

※1：1999年のドラフトガイドラインに基づいた評価

② 発がん性の知見

○ 遺伝子傷害性に関する知見

in vitro 試験系では、ほう酸は代謝活性化系 (S9) 添加の有無にかかわらずネズミチフス菌で遺伝子突然変異^{28,29,30)}、マウスリンパ腫細胞 (L5178Y)^{28,31,32)}、チャイニーズハムスター卵巣細胞 (CHO)²⁸⁾で姉妹染色分体交換、染色体異常を誘発しなかった。また、S9 無添加のラット肝細胞 (初代培養) で不定期 DNA 合成³³⁾、ヒト末梢血リンパ球で姉妹染色分体交換及び染色体異常³⁴⁾を誘発しなかった。

ほう砂も S9 添加の有無にかかわらずネズミチフス菌で遺伝子突然変異を誘発せず³⁰⁾、S9 無添加のチャイニーズハムスター肺細胞 (V79)、マウス胚線維芽細胞 (C3H/10T1/2)、ヒト包皮線維芽細胞で遺伝子突然変異³⁵⁾、マウス胚線維芽細胞 (C3H/10T1/2) で形質転換³⁵⁾、ヒト末梢血リンパ球で姉妹染色分体交換及び染色体異常³⁴⁾を誘発しなかった。

過ほう酸ナトリウムは S9 無添加の大腸菌で遺伝子突然変異を誘発した³⁶⁾。

in vivo 試験系では、ほう酸を経口投与したマウスの骨髄細胞で小核を誘発しなかった³⁷⁾。

○ 実験動物に関する発がん性の知見

吸入曝露による実験動物の発がん性について、知見は得られなかった。

なお、ラットにほう酸又はほう砂を2年間混餌投与した試験³⁸⁾、マウスにほう酸を2年間混餌投与した試験^{28,39)}、マウスにメタほう酸ナトリウムを生生涯にわたって飲水投与した試験⁴⁰⁾では、いずれも腫瘍の発生率に増加はなかった。

○ ヒトに関する発がん性の知見

1988～1994年に実施された米国第3次国民栄養調査で得られたデータを基に、95人の前立腺がん患者と8,720人の対照群で実施した断面症例対照研究では、症例群を0.52、0.86、1.36 mg B/dayのほう素摂取量、対照群は0.62、1.00、1.54 mg B/dayの摂取量を分割点としてそれぞれ4群に分けて前立腺がんのオッズ比を算出した。その結果、年齢、人種、教育、喫煙、肥満度、摂取カロリー、飲酒量で調整した前立腺がんのオッズ比にはほう素摂取量の増加に伴う有意な低下傾向がみられ、最も摂取量の多い四分位群のオッズ比は0.46 (95%CI: 0.21～0.98)と有意に低かったことから、ほう素による前立腺がん抑制の可能性

が示唆された⁴¹⁾。

テキサス州内の地下水ほう素濃度とその地域の前立腺がんの発症率、死亡率の関連を検討した結果、有意な負の相関がみられ、地下水のほう素濃度の増加に伴って前立腺がんの発症率、死亡率はともに低下した⁴²⁾。

ワシントン州在住の 50～76 歳を対象とした食生活に関する大規模コホート調査では、2000 年 10 月～2002 年 12 月にベースライン調査を実施し、37,382 人の男性から回答が得られ、2,138 人に前立腺がんの既往歴があった。そこで、前立腺がんの既往歴のない 35,244 人を対象に 2004 年 12 月末まで追跡したところ、832 人が新たに前立腺がん罹患していた。このため、前立腺がんでない 34,412 人と前立腺がんの 832 人について各種食品やサプリメントからのほう素摂取量を求め、前立腺がんのリスクを検討した。その結果、ほう素の摂取量と前立腺がんのリスクに関連はなく、ハザード比の有意な増加もなかった⁴³⁾。

(4) 健康リスクの評価

① 評価に用いる指標の設定

非発がん影響については一般毒性及び生殖・発生毒性等に関する知見が得られているが、発がん性については十分な知見が得られず、ヒトに対する発がん性の有無については判断できない。このため、閾値の存在を前提とする有害性について、非発がん影響に関する知見に基づき無毒性量等を設定することとする。

経口曝露については、評価の対象としなかった。

吸入曝露については、無毒性量等の設定ができなかった。

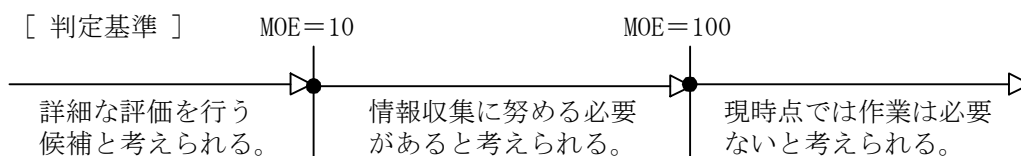
② 健康リスクの初期評価結果

表 3.3 吸入曝露による健康リスク (MOE の算定)

| 曝露経路・媒体 | | 平均曝露濃度 | 予測最大曝露濃度 | 無毒性量等 | MOE |
|---------|------|------------------------------|-----------------------------|-------|-----|
| 吸入 | 環境大気 | 0.097 $\mu\text{g B/m}^3$ 程度 | 0.14 $\mu\text{g B/m}^3$ 程度 | — | — |
| | 室内空気 | — | — | | — |

吸入曝露については、無毒性量等が設定できず、健康リスクの判定はできなかった。

なお、吸収率を 100% と仮定し、生殖・発生毒性ア) で示したラット経口曝露の NOAEL 9.6 mg B/kg/day を吸入換算すると 32 mg B/m³ となるが、参考としてこれと予測最大曝露濃度 0.14 $\mu\text{g B/m}^3$ から、動物実験結果から求めた知見であるために 10 で除して算出した MOE (Margin of Exposure) は 23,000 となる。また、化管法に基づく平成 25 年度の大気への届出排出量をもとに推定した高排出事業所近傍の大気中濃度(年平均値)の最大値は 8.2 $\mu\text{g B/m}^3$ であったが、参考としてこれらから算出した MOE は 390 となる。このため、本物質の一般環境大気の吸入曝露については、健康リスクの評価に向けて吸入曝露の情報収集等を行う必要性は低いと考えられる。



4. 生態リスクの初期評価

水生生物の生態リスクに関する初期評価を行った。通常水中で存在する3価ほう素の毒性値を収集した。

(1) 水生生物に対する毒性値の概要

本物質の水生生物に対する毒性値に関する知見の収集を行い、その信頼性及び採用の可能性を確認したものを生物群（藻類、甲殻類、魚類及びその他生物）ごとに整理すると表4.1のとおりのこととなった。

表 4.1 水生生物に対する毒性値の概要

| 分類 | 急性 | 慢性 | 毒性値 [µg B/L] | 硬度 [mg/L] /培地 | 生物名 | 生物分類 | エンドポイント /影響内容 | 曝露期間 (日) | 試験の 信頼性 | 採用の 可能性 | 文献No. | 対象 物質 |
|-----|----|----|-----------------|---------------------|--|---------------|--------------------------------|-------------|------------|------------|----------------|---|
| 藻類 | | ○ | 14,400 | 24 | <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> | 緑藻類 | NOEC GRO (RATE) | 3 | A | A | 2) | B(OH) ₃ |
| | | ○ | 15,400 | — | <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> | 緑藻類 | EC ₅₀ GRO | 4 | D | C | 1)-45207 | Na ₂ B ₄ O ₇ |
| | | | 24,000 | — | <i>Desmodesmus subspicatus</i> | 緑藻類 | EC ₁₀ GRO | 4 | D | C | 3)- 2007022 | Na ₂ B ₄ O ₇ |
| | | ○ | 50,000 | 24 | <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> | 緑藻類 | EC ₅₀ GRO (RATE) | 3 | A | A | 2) | B(OH) ₃ |
| | | ○ | 34,000 | — | <i>Desmodesmus subspicatus</i> | 緑藻類 | EC ₅₀ GRO | 4 | D | C | 3)- 2007022 | Na ₂ B ₄ O ₇ |
| 甲殻類 | | ○ | 2,430 | — | <i>Daphnia magna</i> | オオミジンコ | NOEC MOR/ REP/GRO | 14 | D | C | 1)-3474 | B(OH) ₃ |
| | | ○ | 6,000 | 166 | <i>Daphnia magna</i> | オオミジンコ | NOEC REP | 21 | A | A | 1)-4785 | B(OH) ₃ |
| | | ○ | 6,400 | 148 | <i>Daphnia magna</i> | オオミジンコ | NOEC REP/ GRO | 21 | A | A | 1)-11389 | B(OH) ₃ |
| | | ○ | 10,000 | — | <i>Daphnia magna</i> | オオミジンコ | NOEC REP | 21 | D | C | 3)- 2007022 | Na ₂ B ₄ O ₇ |
| | | ○ | 10,000 | 250 | <i>Ceriodaphnia dubia</i> | ニセネコゼミ ジンコ | NOEC REP | 14 | B | B | 1)-8764 | B(OH) ₃ |
| | | ○ | 18,000 | 250 | <i>Daphnia magna</i> | オオミジンコ | NOEC REP | 14 | B | B | 1)-8764 | B(OH) ₃ |
| | | ○ | 18,300 | 約 286 | <i>Daphnia magna</i> | オオミジンコ | LC ₅₀ MOR | 1 | B | C | 1)-5718 | Na ₂ B ₄ O ₇ |
| | | ○ | 45,500 | 96 | <i>Ceriodaphnia dubia</i> | ニセネコゼミ ジンコ | LC ₅₀ MOR | 2 | B | B | 1)-118810 | B(OH) ₃ |
| | | ○ | 101,200 | 250 | <i>Ceriodaphnia pulchella</i> | ヒメネコゼミ ジンコ | LC ₅₀ MOR | 1 | B | C | 1)-8764 | B(OH) ₃ |
| | | ○ | 123,400 | 250 | <i>Simocephalus vetulus</i> | オカメジン コ | LC ₅₀ MOR | 1 | B | C | 1)-8764 | B(OH) ₃ |

| 分類 | 急性 | 慢性 | 毒性値 [µg B/L] | 硬度 [mg /L] /培地 | 生物名 | 生物分類 | エンドポイント /影響内容 | 曝露期間 (日) | 試験の 信頼性 | 採用の 可能性 | 文献No. | 対象 物質 |
|-----|----|----|-----------------|----------------------|---------------------------------|------------------|----------------------|--------------|------------|------------|----------------|---|
| 甲殻類 | ○ | | 133,000 | 148 | <i>Daphnia magna</i> | オオミジンコ | LC ₅₀ MOR | 2 | B | A | 1)-11389 | B(OH) ₃ |
| | ○ | | 141,000 | 10.6 ~170 | <i>Daphnia magna</i> | オオミジンコ | LC ₅₀ MOR | 2 | A | A | 1)-190 | Na ₂ B ₄ O ₇ |
| | ○ | | 180,600 | 250 | <i>Ceriodaphnia dubia</i> | ニセネコゼミ ジンコ | LC ₅₀ MOR | 1 | B | B | 1)-8764 | B(OH) ₃ |
| | ○ | | 226,000 | — | <i>Daphnia magna</i> | オオミジンコ | LC ₅₀ MOR | 2 | C | C | 1)-4785 | B(OH) ₃ |
| | ○ | | 267,700 | 250 | <i>Daphnia carinata</i> | ミジンコ属 | LC ₅₀ MOR | 1 | B | B | 1)-8764 | B(OH) ₃ |
| | ○ | | 319,800 | 250 | <i>Daphnia magna</i> | オオミジンコ | LC ₅₀ MOR | 1 | B | B | 1)-8764 | B(OH) ₃ |
| 魚類 | | ○ | >2,100 | 24~39 | <i>Oncorhynchus mykiss</i> | ニジマス (受精卵) | NOEC GRO / MOR | 87 | A | A | 1)-7044 | B(OH) ₃ |
| | | ○ | 2,330 | 84 ~163 | <i>Lepomis macrochirus</i> | ブルーギル | TLm MOR | 1 | B | C | 1)-922 | B ₂ O ₃ |
| | | ○ | 6,400 | 212 | <i>Danio rerio</i> | ゼブラフィッ シュ (胚) | NOEC GRO / MOR | 34 | B | B | 4)-1 | B(OH) ₃ |
| | | ○ | 14,000 | 20 | <i>Rasbora heteromorpha</i> | コイ科 | LC ₅₀ MOR | 4 | D | C | 1)-848 | BaB ₂ O ₄ |
| | | ○ | 14,200 | — | <i>Danio rerio</i> | ゼブラフィッ シュ | LC ₅₀ MOR | 4 | D | C | 3)- 2007022 | Na ₂ B ₄ O ₇ |
| | | ○ | 17,500 | 82 | <i>Pimephales promelas</i> | ファットヘッ ドミノ | LC ₅₀ MOR | >4 | C | C | 1)-14566 | B(OH) ₃ |
| | | | 22,000 | 200 | <i>Ictalurus punctatus</i> | アメリカナマズ (胚) | LC ₅₀ MOR | 9 (孵化後4) | A | C | 1)-5969 | B(OH) ₃ |
| | | | 27,000 | 50 | <i>Oncorhynchus mykiss</i> | ニジマス (胚) | LC ₅₀ MOR | 28 (孵化後4) | A | C | 1)-5969 | Na ₂ B ₄ O ₇ |
| | | | 46,000 | 50 | <i>Carassius auratus</i> | キンギョ (胚) | LC ₅₀ MOR | 7 (孵化後4) | A | C | 1)-5969 | B(OH) ₃ |
| | | | 54,000 | 200 | <i>Oncorhynchus mykiss</i> | ニジマス (胚) | LC ₅₀ MOR | 28 (孵化後4) | A | C | 1)-5969 | Na ₂ B ₄ O ₇ |
| | | | 59,000 | 200 | <i>Carassius auratus</i> | キンギョ (胚) | LC ₅₀ MOR | 7 (孵化後4) | A | C | 1)-5969 | Na ₂ B ₄ O ₇ |
| | | | 65,000 | 50 | <i>Carassius auratus</i> | キンギョ (胚) | LC ₅₀ MOR | 7 (孵化後4) | A | C | 1)-5969 | Na ₂ B ₄ O ₇ |
| | | | 71,000 | 200 | <i>Ictalurus punctatus</i> | アメリカナマ ズ (胚) | LC ₅₀ MOR | 9 (孵化後4) | A | C | 1)-5969 | Na ₂ B ₄ O ₇ |
| | | | 75,000 | 200 | <i>Carassius auratus</i> | キンギョ (胚) | LC ₅₀ MOR | 7 (孵化後4) | A | C | 1)-5969 | B(OH) ₃ |
| | | | 79,000 | 200 | <i>Oncorhynchus mykiss</i> | ニジマス (胚) | LC ₅₀ MOR | 28 (孵化後4) | A | C | 1)-5969 | B(OH) ₃ |

| 分類 | 急性 | 慢性 | 毒性値 [µg B/L] | 硬度 [mg /L] /培地 | 生物名 | 生物分類 | エンドポイント /影響内容 | 曝露期間 (日) | 試験の 信頼性 | 採用の 可能性 | 文献No. | 対象 物質 |
|-----|----|----|-----------------|----------------------|------------------------------|---------------------|--------------------------------|----------------|------------|------------|----------|---|
| 魚類 | | | 100,000 | 50 | <i>Oncorhynchus mykiss</i> | ニジマス (胚) | LC ₅₀ MOR | 28 (孵化後 4) | A | C | 1)-5969 | B (OH) ₃ |
| | ○ | | 125,000 | 144 | <i>Catostomus latipinnis</i> | サッカー科 | LC ₅₀ MOR | 4 (止水式) | A | A | 1)-18979 | B (OH) ₃ |
| | | | 155,000 | 50 | <i>Ictalurus punctatus</i> | アメリカナマズ (胚) | LC ₅₀ MOR | 9 (孵化後 4) | A | C | 1)-5969 | B (OH) ₃ |
| | | | 155,000 | 50 | <i>Ictalurus punctatus</i> | アメリカナマズ (胚) | LC ₅₀ MOR | 9 (孵化後 4) | A | C | 1)-5969 | Na ₂ B ₄ O ₇ |
| | ○ | | 233,000 | 196 | <i>Xyrauchen texanus</i> | サッカー科 (10-17 日齢) | LC ₅₀ MOR | 4 (止水式) | A | A | 1)-15346 | B (OH) ₃ |
| | ○ | | 279,000 | 196 | <i>Ptychocheilus lucius</i> | コイ科 (17-31 日齢) | LC ₅₀ MOR | 4 (止水式) | A | A | 1)-15346 | B (OH) ₃ |
| | ○ | | 280,000 | 196 | <i>Gila elegans</i> | コイ科 (11-18 日齢) | LC ₅₀ MOR | 4 (止水式) | A | A | 1)-15346 | B (OH) ₃ |
| | ○ | | 441,000 | — | <i>Gambusia affinis</i> | カダヤシ | TLm MOR | 2 (止水式) | B | B | 1)-508 | Na ₂ B ₄ O ₇ |
| | ○ | | 1,840,000 | — | <i>Gambusia affinis</i> | カダヤシ | TLm MOR | 2 (止水式) | B | B | 1)-508 | B (OH) ₃ |
| | ○ | | 2,390,000 | 84 ~163 | <i>Lepomis macrochirus</i> | ブルーギル | TLm MOR | 1 | B | B | 1)-922 | BF ₃ |
| その他 | | ○ | 1,750 | FETAX 培地 | <i>Xenopus laevis</i> | アフリカツメ ガエル | NOEC REP | 30 | B | C | 1)-66626 | B (OH) ₃ |
| | | ○ | 6,100 | — | <i>Spirodella polyrrhiza</i> | ウキクサ | NOEC GRO (RATE) | 10 | B | B | 1)-65811 | B(OH) ₃ |
| | | | 10,000 | 85 | <i>Chironomus decorus</i> | ホクバイユス リカ | NOEC GRO | 4 | A | C | 1)-190 | Na ₂ B ₄ O ₇ |
| | | ○ | 11,700 | — | <i>Spirodela polyrrhiza</i> | ウキクサ | EC ₅₀ GRO (RATE) | 10 | B | B | 1)-65811 | B(OH) ₃ |
| | | | 47,000 | 50 | <i>Rana pipiens</i> | アカガエル属 (胚) | LC ₅₀ MOR | 7.5 (孵化後 4) | A | A | 1)-5969 | Na ₂ B ₄ O ₇ |
| | | | 130,000 | 50 | <i>Rana pipiens</i> | アカガエル属 (胚) | LC ₅₀ MOR | 7.5 (孵化後 4) | A | A | 1)-5969 | B (OH) ₃ |
| | | | 145,000 | 50 | <i>Bufo fowleri</i> | ヒキガエル科 (胚) | LC ₅₀ MOR | 7.5 (孵化後 4) | A | A | 1)-5969 | B (OH) ₃ |
| | | ○ | 1,380,000 | 85 | <i>Chironomus decorus</i> | ユスリカ属 | LC ₅₀ MOR | 2 | A | A | 1)-190 | Na ₂ B ₄ O ₇ |

毒性値 (太字) : PNEC 導出の際に参照した知見として本文で言及したもの

毒性値 (太字下線) : PNEC 導出の根拠として採用されたもの

試験の信頼性 : 本初期評価における信頼性ランク

A : 試験は信頼できる、B : 試験は条件付きで信頼できる、C : 試験の信頼性は低い、D : 信頼性の判定不可、E : 信頼性は低くないと考えられるが、原著にあたって確認したものではない

採用の可能性 : PNEC 導出への採用の可能性ランク

A : 毒性値は採用できる、B : 毒性値は条件付きで採用できる、C : 毒性値は採用できない

エンドポイント

EC₁₀ (10% Effective Concentration) : 10%影響濃度、EC₅₀ (Median Effective Concentration) : 半数影響濃度、

LC₅₀ (Median Lethal Concentration) : 半数致死濃度、NOEC (No Observed Effect Concentration) : 無影響濃度、

Tm (Median Tolerance Limit) : 半数生存限界濃度

影響内容

GRO (Growth) : 生長 (植物)、成長 (動物)、MOR (Mortality) : 死亡、REP (Reproduction) : 繁殖、再生産

毒性値の算出方法

RATE : 生長速度より求める方法 (速度法)

評価の結果、採用可能とされた知見のうち、生物群ごとに急性毒性値及び慢性毒性値のそれぞれについて最も小さい毒性値を予測無影響濃度 (PNEC) 導出のために採用した。その知見の概要は以下のとおりである。

1) 藻類

環境省²⁾は「新規化学物質等に係る試験の方法について (化審法テストガイドライン)」(2006 改正)に準拠して、緑藻類 *Pseudokirchneriella subcapitata* の生長阻害試験を実施した。被験物質にはほう酸が用いられた。設定試験濃度は、0 (対照区)、43.9、83.4、158、301、572 mg/L (公比 1.9) であった。被験物質の実測濃度 (試験開始時及び終了時の算術平均値) は、0.262 (対照区)、43.7、82.3、160、289、554 mg/L であり、試験開始時及び終了時において、それぞれ設定濃度の 97~103%及び 95~101%であった。速度法による 72 時間半数影響濃度 (EC₅₀) は、実測濃度に基づき 50,000 µg B/L、速度法による 72 時間無影響濃度 (NOEC) は、実測濃度に基づき 14,400 µg B/L であった。

2) 甲殻類

Dethloff ら¹⁾⁻¹¹⁸⁸¹⁰は、ニセネコゼミジンコ *Ceriodaphnia dubia* の急性毒性試験を実施した。被験物質にはほう酸が用いられた。試験は止水式で行われ、設定試験濃度区は対照区及び 5 濃度区であった。試験用水には、米国 EPA の試験方法 (EPA600/4-90/027F,1993) に従った調製水 (硬度 96mg/L、CaCO₃ 換算) が用いられた。48 時間半数致死濃度 (LC₅₀) は、実測濃度に基づき 45,500 µg B/L であった。

また、Lewis と Valentine¹⁾⁻⁴⁷⁸⁵はオオミジンコ *Daphnia magna* の繁殖試験を実施した。被験物質にはほう酸が用いられた。試験は半止水式 (週 3 回換水) で行われ、試験用水にはろ過地下水 (硬度 166 mg/L、CaCO₃ 換算) が用いられた。被験物質の実測濃度の平均は 0、6、13、27、53、106 mg B/L であり、設定濃度の 95%以上が維持されていた。21 日間無影響濃度 (NOEC) は設定濃度に基づき 6,000 µg B/L であった。

3) 魚類

Hamilton と Buhl¹⁾⁻¹⁸⁹⁷⁹は米国 ASTM の試験方法 (E-729-88a, 1989) に準拠し、サッカー科 *Catostomus latipinnis* の急性毒性試験を実施した。被験物質にはほう酸が用いられた。試験は止水式で行われ、設定試験濃度区は対照区及び 6~8 濃度区 (等比級数的に設定) であった。試験用水として人工調製水 (硬度 144 mg/L、CaCO₃ 換算) が用いられた。設定濃度に基づく 96 時間半数致死濃度 (LC₅₀) は 125,000 µg B/L であった。

また、Black ら¹⁾⁻⁷⁰⁴⁴はニジマス *Oncorhynchus mykiss* の胚を用いて魚類初期生活段階毒性試験を実施した。被験物質にはほう酸が用いられた。試験は流水式 (6 倍容量換水/日) で行われ、設定試験濃度は 0 (対照区)、0.0017、0.017、0.17、1.7 mg B/L であった。試験用水には地下水

(硬度 24~39 mg/L、CaCO₃ 換算) が用いられた。実測濃度に基づき、成長阻害又は死亡に関する 87 日間無影響濃度 (NOEC) は 2,100 µg B/L 超とされた。

4) その他の生物

Davis ら¹⁾⁻⁶⁵¹⁸⁸ は、米国 EPA の試験方法 (OPPTS 850.4400,1996) に準拠して、ウキクサ *Spirodela polyrhiza* の生長阻害試験を実施した。被験物質にはほう酸が用いられた。試験は半止水 (毎日換水) で行われ、設定試験濃度は 0.5 (対照区)、3、6、17、25、37 mg B/L であった。被験物質の初期実測濃度は、0.9 (対照区)、3.5、6.1、18.9、22.4、38.2 mg B/L であった。24 時間後の濃度もほとんど同程度であった。速度法による 10 日間半数影響濃度 (EC₅₀) は、初期実測濃度に基づき 11,700 µg B/L、10 日間無影響濃度 (NOEC) は、初期実測濃度に基づき 6,100 µg B/L であった。

(2) 予測無影響濃度 (PNEC) の設定

急性毒性値及び慢性毒性値のそれぞれについて、信頼できる知見のうち生物群ごとに値の最も低いものを整理し、そのうち最も低い値に対して情報量に応じたアセスメント係数を適用することにより、予測無影響濃度 (PNEC) を求めた。

急性毒性値

| | | | |
|-----|--|-------------------------------|----------------|
| 藻類 | <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> | 72 時間 EC ₅₀ (生長阻害) | 50,000 µg B/L |
| 甲殻類 | <i>Ceriodaphnia dubia</i> | 48 時間 LC ₅₀ | 45,500 µg B/L |
| 魚類 | <i>Catostomus latipinnis</i> | 96 時間 LC ₅₀ | 125,000 µg B/L |
| その他 | <i>Spirodella polyrrhiza</i> | 10 日間 EC ₅₀ (生長阻害) | 11,700 µg B/L |

アセスメント係数 : 100 [3 生物群 (藻類、甲殻類、魚類) 及びその他の生物について信頼できる知見が得られたため]

その他の生物を除いた毒性値のうち、最も小さい値 (甲殻類の 45,500 µg B/L) をアセスメント係数 100 で除することにより、急性毒性値に基づく PNEC 値 455 µg B/L が得られた。なお、その他の生物を採用した場合、急性毒性値に基づく PNEC の参考値は 117 µg B/L となる。

慢性毒性値

| | | | |
|-----|--|----------------------|----------------|
| 藻類 | <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> | 72 時間 NOEC (生長阻害) | 14,400 µg B/L |
| 甲殻類 | <i>Daphnia magna</i> | 21 日間 NOEC (繁殖阻害) | 6,000 µg B/L |
| 魚類 | <i>Oncorhynchus mykiss</i> | 87 日間 NOEC (成長阻害/死亡) | 2,100 µg B/L 超 |
| その他 | <i>Spirodella polyrrhiza</i> | 10 日間 NOEC (生長阻害) | 6,100 µg B/L |

アセスメント係数 : 10 [3 生物群 (藻類、甲殻類、魚類) 及びその他生物について信頼できる知見が得られたため]

その他の生物を除いた毒性値のうち、最も小さい確定値 (甲殻類の 6,000 µg B/L) をアセスメント係数 10 で除することにより、慢性毒性値に基づく PNEC 値 600 µg B/L が得られた。

3 価ほう素の PNEC としては、甲殻類の急性毒性値から得られた 455 $\mu\text{g B/L}$ を採用する。なお、その他の生物を用いた場合の PNEC の参考値は、117 $\mu\text{g B/L}$ となる。

(3) 生態リスクの初期評価結果

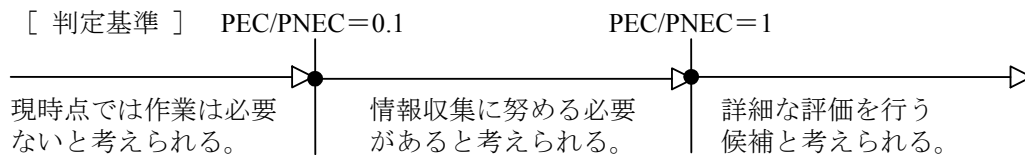
表 4.2 生態リスクの初期評価結果

| 水 質 | 平均濃度 | 最大濃度 (PEC) | PNEC | PEC/ PNEC 比 |
|----------|---------------------------------|------------------------------|-----------------------------------|----------------|
| 公共用水域・淡水 | 100 $\mu\text{g B/L}$ 未満 (2012) | 310 $\mu\text{g B/L}$ (2012) | 455 (117) $\mu\text{g B/L}$ | 0.7 (2.6) |
| 公共用水域・海水 | 評価は行わないこととした | 評価は行わないこととした | — | — |

注：1) 環境中濃度での () 内の数値は測定年度を示す

2) 公共用水域・淡水は、河川河口域を含む

3) PNEC 及び PEC/PNEC の欄の () 内には、その他の生物から導出した参考値を示した



本物質の公共用水域・淡水域における濃度は、平均濃度で 100 $\mu\text{g B/L}$ 未満、安全側の評価値として設定された予測環境中濃度 (PEC) は 310 $\mu\text{g B/L}$ となった。海水域については、平均濃度が 1,200~3,800 $\mu\text{g B/L}$ と淡水域に比べて高く、海生生物に対する生態毒性試験も不十分であるため、当面生態リスク評価は行わないこととした。

予測環境中濃度 (PEC) と予測無影響濃度 (PNEC) の比は、淡水域において通常水中で存在する 3 価ほう素で 0.7 となるため、情報収集に努める必要があると考えられる。

なお、ほう素は藻類生長阻害試験に関する OECD テストガイドライン No.201 の推奨培地や、ミジンコ類に関する OECD テストガイドライン No.202 (急性遊泳阻害試験) 及び No.211 (繁殖試験) で推奨されている Elendt M4 / M7 培地に含まれている。また、本物質については、海生生物に対する有害性情報の充実についても検討する必要があると考えられる。

5. 引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

- 1) 大木道則ら (1989) : 化学大辞典 東京化学同人.
- 2) 環境省 (2012) : 化学物質ファクトシート -2012 年度版- (<http://www.env.go.jp/chemi/communication/factsheet.html>).
- 3) 中原勝儼(1997) : 無機化合物・錯体辞典 講談社サイエンティフィク.
- 4) 越後谷悦郎ら 監訳 (1986) : 実用化学辞典 朝倉書店.
- 5) 化学大辞典編集委員 (1963) : 化学大辞典(縮刷版) 共立出版.
- 6) European Chemical Agency : Information on Registered Substances, barium diboron tetraoxide (<http://echa.europa.eu/information-on-chemicals/registered-substances>, 2015.10.30 現在)
- 7) Haynes.W.M.ed. (2013): CRC Handbook of Chemistry and Physics on DVD, (Version 2013), CRC Press.
- 8) O'Neil, M.J. ed. (2013): The Merck Index - An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals. 15th Edition, The Royal Society of Chemistry.
- 9) Sidney L. Phillips (1997): Properties of Inorganic Compounds: Version 2.0, Boca Raton, CRC Press. (CD-ROM).
- 10) European Chemical Agency : Information on Registered Substances, boric acid (<http://echa.europa.eu/information-on-chemicals/registered-substances>, 2015.8.31 現在)
- 11) European Chemical Agency : Information on Registered Substances, disodium tetraborate, anhydrous (<http://echa.europa.eu/information-on-chemicals/registered-substances>, 2015.8.31 現在)
- 12) European Chemical Agency : Information on Registered Substances, diboron trioxide (<http://echa.europa.eu/information-on-chemicals/registered-substances>, 2015.8.31 現在)
- 13) European Chemical Agency : Information on Registered Substances, sodium metaborate, anhydrous (<http://echa.europa.eu/information-on-chemicals/registered-substances>, 2015.10.30 現在)
- 14) European Chemicals Bureau (2000): IUCLID (International Uniform Chemical Information Data Base) Data Set, B₃H₃O₃.
- 15) Shiu WY et al (1990): Rev Environ Contam Toxicol 116: 15187. [Hazardous Substances Data Bank (<http://toxnet.nlm.nih.gov/>, 2015.10.6 現在)].
- 16) Hazardous Substances Data Bank (<http://toxnet.nlm.nih.gov/>, 2006.10.30 現在).
- 17) 経済産業公報 (2002.11.8)
- 18) ほう素及びその化合物[ホウ酸 (被験物質番号 K-1298 変化物) にて試験実施]のコイにおける濃縮度試験. 化審法データベース(J-CHECK).
- 19) 相澤好治 (1988) : 第4章 ほう素及びほう素化合物. IC 産業関連物質の生体影響(復刻版). 公害研究対策センター, 環境庁大気保全局企画課監修.
- 20) European Commission (2007): European Union Risk Assessment Report 3rd Priority List Volume 71, Perboric acid, sodium salt.
- 21) 独立行政法人製品評価技術基盤機構、財団法人化学物質評価研究機構 (2008) : 化学物質

の初期リスク評価書 No.127 ほう素及びその化合物.

- 22) 独立行政法人石油天然ガス・金属鉱物資源機構 (2012) : 鉱物資源マテリアルフロー2011 ほう素 (B) .
- 23) 経済産業省 (2012) : 一般化学物質等の製造・輸入数量 (22 年度実績) について, (http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/H22jisseki-matome-ver2.html, 2012.3.30 現在).
- 24) 経済産業省 (2013) : 一般化学物質等の製造・輸入数量 (23 年度実績) について, (http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/H23jisseki-matome.html, 2013.3.25 現在).
- 25) 経済産業省(2014) : 一般化学物質等の製造・輸入数量 (24 年度実績) について, (http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/H24jisseki-matome.html, 2014.3.7 現在).
- 26) 経済産業省(2015) : 一般化学物質等の製造・輸入数量 (25 年度実績) について, (http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/H25jisseki-matome.html, 2015.3.27 現在).
- 27) 化学工業日報社(2006) : 14906 の化学商品 ; 化学工業日報社(2007) : 15107 の化学商品; 化学工業日報社(2008) : 15308 の化学商品; 化学工業日報社(2009) : 15509 の化学商品; 化学工業日報社(2010) : 15710 の化学商品; 化学工業日報社(2011) : 15911 の化学商品.; 化学工業日報社(2012) : 16112 の化学商品; 化学工業日報社(2013) : 16313 の化学商品; 化学工業日報社(2014) : 16514 の化学商品; 化学工業日報社(2015) : 16615 の化学商品.
- 28) 財務省 : 貿易統計, (<http://www.customs.go.jp/toukei/info/> , 2015.06.23 現在)
- 29) 薬事・食品衛生審議会薬事分科会化学物質安全対策部会 PRTR 対象物質調査会、化学物質審議会管理部会、中央環境審議会環境保健部会 PRTR 対象物質等専門委員会合同会合 (第4回)(2008) : 参考資料 1 現行化管法対象物質の有害性・暴露情報, (<http://www.env.go.jp/council/05hoken/y056-04.html>, 2008.11.6 現在).
- 30) 化学工業日報社 (2015) : 16615 の化学商品.
- 31) IPCS (1998): Environmental Health Criteria 204. Boron. WHO. (<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc204.htm>, 2015.5.19 現在).

(2) 曝露評価

- 1) 経済産業省製造産業局化学物質管理課、環境省環境保健部環境安全課 (2015) : 平成 25 年度特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律(化学物質排出把握管理促進法)第 11 条に基づき開示する個別事業所データ.
- 2) 経済産業省製造産業局化学物質管理課、環境省環境保健部環境安全課 (2015) : 届出外排出量の推計値の対象化学物質別集計結果 算出事項(対象業種・非対象業種・家庭・移動体)別の集計表 3-1 全国, (<http://www.nite.go.jp/chem/prtr/25lawtotal/2013a3-1.csv>, 2015.3.6 現在).

- 3) 経済産業省製造産業局化学物質管理課、環境省環境保健部環境安全課 (2015) : 平成 25 年度 PRTR 届出外排出量の推計方法の詳細.
(<https://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/todokedegaiH25/syosai.html>, 2015.3.6 現在).
- 4) 環境省水・大気環境局大気環境課、自動車環境対策課 (2015) : 平成 25 年度大気汚染状況について (有害大気汚染物質モニタリング調査結果) .
- 5) 環境省水・大気環境局大気環境課、自動車環境対策課 (2014) : 平成 24 年度大気汚染状況について (有害大気汚染物質モニタリング調査結果) .
- 6) 厚生労働省健康局水道課(2013) : 平成 24 年度未規制物質等の水道水における存在実態調査報告書.
- 7) (社)日本水道協会 (2014) : 平成 24 年度水道統計 水質編 第 95-2 号.
- 8) (社)日本水道協会 (2013) : 平成 23 年度水道統計 水質編 第 94-2 号.
- 9) (社)日本水道協会 (2012) : 平成 22 年度水道統計 水質編 第 93-2 号.
- 10) (社)日本水道協会 (2011) : 平成 21 年度水道統計 水質編 第 92-2 号.
- 11) (社)日本水道協会 (2010) : 平成 20 年度水道統計 水質編 第 91-2 号.
- 12) (社)日本水道協会 (2009) : 平成 19 年度水道統計 水質編 第 90-2 号.
- 13) (社)日本水道協会 (2008) : 平成 18 年度水道統計 水質編 第 89-2 号.
- 14) (社)日本水道協会 (2007) : 平成 17 年度水道統計 水質編 第 88-2 号.
- 15) (社)日本水道協会 (2006) : 平成 16 年度水道統計 水質編 第 87-2 号.
- 16) 環境省水・大気環境局 (2015) : 平成 25 年度地下水質測定結果.
- 17) 環境省水・大気環境局 (2014) : 平成 24 年度地下水質測定結果.
- 18) 環境省水・大気環境局 (2013) : 平成 23 年度地下水質測定結果.
- 19) 環境省水・大気環境局 (2012) : 平成 22 年度地下水質測定結果.
- 20) 環境省水・大気環境局 (2011) : 平成 21 年度地下水質測定結果.
- 21) 環境省水・大気環境局 (2009) : 平成 20 年度地下水質測定結果.
- 22) 環境省水・大気環境局 (2008) : 平成 19 年度地下水質測定結果.
- 23) 環境省水・大気環境局 (2007) : 平成 18 年度地下水質測定結果.
- 24) 環境省水・大気環境局 (2006) : 平成 17 年度地下水質測定結果.
- 25) 環境省水・大気環境局 (2005) : 平成 16 年度地下水質測定結果.
- 26) 環境省水・大気環境局 (2014) : 平成 25 年度公共用水域水質測定結果.
- 27) 環境省水・大気環境局 (2013) : 平成 24 年度公共用水域水質測定結果.
- 28) 環境省水・大気環境局 (2012) : 平成 23 年度公共用水域水質測定結果.
- 29) 環境省水・大気環境局 (2011) : 平成 22 年度公共用水域水質測定結果.
- 30) 環境省水・大気環境局 (2010) : 平成 21 年度公共用水域水質測定結果.
- 31) 環境省水・大気環境局 (2009) : 平成 20 年度公共用水域水質測定結果.
- 32) 環境省水・大気環境局 (2008) : 平成 19 年度公共用水域水質測定結果.
- 33) 環境省水・大気環境局 (2007) : 平成 18 年度公共用水域水質測定結果.
- 34) 環境省水・大気環境局 (2006) : 平成 17 年度公共用水域水質測定結果.
- 35) 環境省水・大気環境局 (2005) : 平成 16 年度公共用水域水質測定結果.
- 36) 経済産業省(2015) : 経済産業省－低煙源工場拡散モデル (Ministry of Economy, Trade and Industry - Low rise Industrial Source dispersion Model) METI-LIS モデル ver.3.2.

37) 鈴木規之ら (2003) : 環境動態モデル用河道構造データベース. 国立環境研究所研究報告 第 179 号 R-179 (CD)-2003.

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) Usuda K, Kono K, Orita Y, Dote T, Iguchi K, Nishiura H, Tominaga M, Tagawa T, Goto E, Shirai Y. (1998): Serum and urinary boron levels in rats after single administration of sodium tetraborate. *Arch Toxicol.* 72: 468-474.
- 2) Vaziri ND, Oveisi F, Culver BD, Pahl MV, Andersen ME, Strong PL, Murray FJ. (2001): The effect of pregnancy on renal clearance of boron in rats given boric acid orally. *Toxicol Sci.* 60: 257-263.
- 3) Ku WW, Chapin RE, Moseman RF, Brink RE, Pierce KD, Adams KY. (1991): Tissue disposition of boron in male Fischer rats. *Toxicol Appl Pharmacol.* 111: 145-151.
- 4) Wilding JL, Smith WJ, Yevich P, Sicks me, Ryan SG, Punte CL. (1959): The toxicity of boron oxide. *Am Ind Hyg Assoc J.* 20: 284-289.
- 5) Jansen JA, Schou JS, Aggerbeck B. (1984): Gastro-intestinal absorption and *in vitro* release of boric acid from water-emulsifying ointments. *Food Chem Toxicol.* 22: 49-53.
- 6) Jansen JA, Andersen J, Schou JS. (1984): Boric acid single dose pharmacokinetics after intravenous administration to man. *Arch Toxicol.* 55: 64-67.
- 7) Culver BD, Shen PT, Taylor TH, Lee-Feldstein A, Anton-Culver H, Strong PL. (1994): The relationship of blood- and urine-boron to boron exposure in borax-workers and usefulness of urine-boron as an exposure marker. *Environ Health Perspect.* 102 (Suppl 7): 133-137.
- 8) Draize JH, Kelley EA. (1959): The urinary excretion of boric acid preparations following oral administration and topical applications to intact and damaged skin of rabbits. *Toxicology.* 1: 267-276.
- 9) US National Institute for Occupational Safety and Health. Registry of Toxic Effects of Chemical Substances (RTECS) Database. (2015.12.14 現在).
- 10) IPCS (2014): International Chemical Safety Cards. 0836. Boron oxide.
- 11) IPCS (2014): International Chemical Safety Cards. 0991. Boric acid.
- 12) IPCS (1993): International Chemical Safety Cards. 0231. Boron trifluoride.
- 13) Stokinger HE, Spiegl CJ. (1953): Special materials, Part A: Inhalation-toxicity studies of boron halides and certain fluorinated hydrocarbons. In: Voegtlin C, Hodge HC. ed. *Pharmacology and toxicology of uranium compounds: Chronic inhalation and other studies.* New York, McGraw-Hill, pp 2291-2321. Cited in: IPCS (1998) Environmental health criteria 204. Boron.
- 14) Torkelson TR, Sadek SE, Rowe VK. (1961): The toxicity of boron trifluoride when inhaled by laboratory animals. *Am Ind Hyg Assoc J.* 22: 263-270.
- 15) Rusch GM, Hoffman GM, McConnell RF, Rinehart WE. (1986): Inhalation toxicity studies with boron trifluoride. *Toxicol Appl Pharmacol.* 83: 69-78.
- 16) Lee IP, Sherins RJ, Dixon RL. (1978): Evidence for induction of germinal aplasia in male rats by environmental exposure to boron. *Toxicol Appl Pharmacol.* 45: 577-590.

- 17) Price CJ, Strong PL, Marr MC, Myers CB, Murray FJ. (1996): Developmental toxicity NOAEL and postnatal recovery in rats fed boric acid during gestation. *Fundam Appl Toxicol.* 32: 179-193.
- 18) 厚生労働省: 水質基準の見直しにおける検討概要. 基 12. ほう素.
(<http://www.mhlw.go.jp/topics/bukyoku/kenkou/suido/kijun/konkyo0303.html>, 2015.12.14 現在)
- 19) Cain WS, Jalowayski AA, Kleinman M, Lee NS, Lee BR, Ahn BH, Magruder K, Schmidt R, Hillen BK, Warren CB, Culver BD. (2004): Sensory and associated reactions to mineral dusts: sodium borate, calcium oxide, and calcium sulfate. *J Occup Environ Hyg.* 1: 222-236.
- 20) Litovitz TL, Klein-Schwartz W, Oderda GM, Schmitz BF. (1988): Clinical manifestations of toxicity in a series of 784 boric acid ingestions. *Am J Emerg Med.* 6: 209-213.
- 21) Garabrant DH, Bernstein L, Peters JM, Smith TJ, Wright WE. (1985): Respiratory effects of borax dust. *Br J Ind Med.* 42: 831-837.
- 22) Wegman DH, Eisen EA, Hu X, Woskie SR, Smith RG, Garabrant DH. (1994): Acute and chronic respiratory effects of sodium borate particulate exposures. *Environ Health Perspect.* 102(Suppl 7): 119-128.
- 23) Whorton MD, Haas JL, Trent L, Wong O. (1994): Reproductive effects of sodium borates on male employees: birth rate assessment. *Occup Environ Med.* 51: 761-767.
- 24) Swan SH, Beaumont JJ, Hammond SK, VonBehren J, Green RS, Hallock MF, Woskie SR, Hines CJ, Schenker MB. (1995): Historical cohort study of spontaneous abortion among fabrication workers in the Semiconductor Health Study: agent-level analysis. *Am J Ind Med.* 28: 751-769.
- 25) Robbins WA, Xun L, Jia J, Kennedy N, Elashoff DA, Ping L. (2010): Chronic boron exposure and human semen parameters. *Reprod Toxicol.* 29: 184-190.
- 26) Başaran N, Duydu Y, Bolt HM. (2012): Reproductive toxicity in boron exposed workers in Bandirma, Turkey. *J Trace Elem Med Biol.* 26: 165-167.
- 27) Ács N, Bánhidly F, Puhó E, Czeizel AE. (2006): Teratogenic effects of vaginal boric acid treatment during pregnancy. *Int J Gynaecol Obstet.* 93: 55-56.
- 28) NTP (1987): Toxicology and carcinogenesis studies of boric acid (CAS No. 10043-35-3) in B6C3F₁ mice (feed studies). Technical Report Series No.324.
- 29) Haworth S, Lawlor T, Mortelmans K, Speck W, Zeiger E. (1983): Salmonella mutagenicity test results for 250 chemicals. *Environ Mutagen.* 5(Suppl 1): 1-142.
- 30) Benson WH, Birge WJ, Dorough HW. (1984): Absence of mutagenic activity of sodium borate (borax) and boric acid in the *Salmonella* preincubation test. *Environ Toxicol Chem.* 3: 209-214.
- 31) McGregor DB, Brown A, Cattanach P, Edwards I, McBride D, Riach C, Caspary WJ. (1988): Responses of the L5178Y tk⁺/tk⁻ mouse lymphoma cell forward mutation assay: III. 72 coded chemicals. *Environ Mol Mutagen.* 12: 85-154.
- 32) Rudd CJ. (1991): Mouse lymphoma cell mutagenesis assay (tk^{+/+}/tk^{-/-}) of boric acid [unpublished study]. Submitted by U.S. Borax Corp. MRID No. 4203902. Cited in: US EPA (2004): Toxicological review of boron and compounds (CAS No. 7440-42-8). In support of summary information on the integrated risk information system (IRIS).

- 33) Bakke JP. (1991): Evaluation of the potential of boric acid to induce unscheduled DNA synthesis in the *in vitro* hepatocyte DNA repair assay using the male F-344 rat [Unpublished study]. Submitted by U.S. Borax Corp; MRID No. 42038903. Cited in: US EPA (2004): Toxicological review of boron and compounds (CAS No. 7440-42-8). In support of summary information on the integrated risk information system (IRIS).
- 34) Turkez H. (2008): Effects of boric acid and borax on titanium dioxide genotoxicity. *J Appl Toxicol.* 28: 658-664.
- 35) Landolph JR. (1985): Cytotoxicity and negligible genotoxicity of borax and borax ores to cultured mammalian cells. *Am J Ind Med.* 7: 31-43.
- 36) Rosenkranz HS. (1973): Sodium hypochlorite and sodium perborate: preferential inhibitors of DNA polymerase-deficient bacteria. *Mutat Res.* 21: 171-174.
- 37) O'Loughlin KG. (1991): Bone marrow erythrocyte micronucleus assay of boric acid in Swiss-Webster mice. [Unpublished study] Submitted by U.S. Borax Corp. MRID No. 42038904. Cited in: US EPA (2004): Toxicological review of boron and compounds (CAS No. 7440-42-8). In support of summary information on the integrated risk information system (IRIS).
- 38) Weir RJ Jr, Fisher RS. (1972): Toxicologic studies on borax and boric acid. *Toxicol Appl Pharmacol.* 23: 351-364.
- 39) Dieter MP. (1994): Toxicity and carcinogenicity studies of boric acid in male and female B6C3F₁ mice. *Environ Health Perspect.* 102 (Suppl 7): 93-97.
- 40) Schroeder HA, Mitchener M. (1975): Life-term effects of mercury, methyl mercury, and nine other trace metals on mice. *J Nutr.* 105: 452-458.
- 41) Cui Y, Winton MI, Zhang ZF, Rainey C, Marshall J, De Kernion JB, Eckhert CD. (2004): Dietary boron intake and prostate cancer risk. *Oncol Rep.* 11: 887-892.
- 42) Barranco WT, Hudak PF, Eckhert CD. (2007): Evaluation of ecological and *in vitro* effects of boron on prostate cancer risk (United States). *Cancer Causes Control.* 18: 71-77.
- 43) Gonzalez A, Peters U, Lampe JW, White E. (2007): Boron intake and prostate cancer risk. *Cancer Causes Control.* 18: 1131-1140.

(4) 生態リスクの初期評価

1) U.S.EPA 「ECOTOX」

- 190 : Maier, K.J., and A.W. Knight (1991): The Toxicity of Waterborne Boron to *Daphnia magna* and *Chironomus decorus* and the Effects of Water Hardness and Sulfate on Boron Toxicity. *Arch.Environ.Contam.Toxicol.* 20(2):282-287.
- 508 : Wallen, I.E., W.C. Greer, and R. Lasater (1957): Toxicity to *Gambusia affinis* of Certain Pure Chemicals in Turbid Waters. *Sewage Ind.Wastes* 29(6):695-711.
- 848 : Tooby, T.E., P.A. Hursey, and J.S. Alabaster (1975): Acute Toxicity of 102 Pesticides and Miscellaneous Substances to Fish. *Chem.Ind.(Lond.)* 21:523-526.
- 922 : Turnbull, H., J.G. Demann, and R.F. Weston (1954): Toxicity of Various Refinery Materials to Fresh Water Fish. *Ind.Eng.Chem.* 46(2):324-333.
- 3474 : Gersich, F.M., and D.P. Milazzo (1990): Evaluation of a 14-Day Static Renewal Toxicity Test

- with *Daphnia magna* Straus. Arch.Environ.Contam.Toxicol. 19(1):72-76.
- 4785 : Lewis, M.A., and L.C. Valentine (1981): Acute and Chronic Toxicities of Boric Acid to *Daphnia magna* Straus. Bull.Environ.Contam.Toxicol. 27(3):309-315.
- 5718 : Bringmann, G., and R. Kühn (1977): The Effects of Water Pollutants on *Daphnia magna* (Befunde der Schadwirkung Wassergefährdender Stoffe Gegen *Daphnia magna*). Z.Wasser-Abwasser-Forsch. 10(5):161-166.
- 5969 : Birge, W.J., and J.A. Black (1977): Sensitivity of Vertebrate Embryos to Boron Compounds. EPA 560/1-76-008, U.S.EPA, Washington D.C. :66 p.(U.S.NTIS PB-267085).
- 7044 : Black, J.A., J.B. Barnum, and W.J. Birge (1993): An Integrated Assessment of the Biological Effects of Boron to the Rainbow Trout. Chemosphere. 26(7):1383-1413.
- 8764 : Hickey, C.W. (1989): Sensitivity of Four New Zealand Cladoceran Species and *Daphnia magna* to Aquatic Toxicants. N.Z.J.Mar.Freshwater Res. 23(1):131-137.
- 11389 : Gersich, F.M. (1984): Evaluation of a Static Renewal Chronic Toxicity Test Method for *Daphnia magna* Straus Using Boric Acid. Environ.Toxicol.Chem. 3(1):89-94.
- 14566 : Terhaar, C.J., W.S. Ewell, S.P. Dziuba, and D.W. Fassett (1972): Toxicity of Photographic Processing Chemicals to Fish. Photogr.Sci.Eng. 16(5):370-377.
- 15346 : Hamilton, S.J. (1995): Hazard Assessment of Inorganics to Three Endangered Fish in the Green River, Utah. Ecotoxicol.Environ.Saf. 30(2):134-142.
- 18979 : Hamilton, S.J., and K.J. Buhl (1997): Hazard Evaluation of Inorganics, Singly and in Mixtures, to Flannelmouth Sucker *Catostomus latipinnis* in the San Juan River, New Mexico. Ecotoxicol.Environ.Saf. 38(3):296-308.
- 45207 : Hickey, C.W., C. Blaise, and G. Costan (1991): Microtesting Appraisal of ATP and Cell Recovery Toxicity End Points After Acute Exposure of *Selenastrum capricornutum* to Selected Chemicals. Environ.Toxicol.Water Qual. 6:383-403.
- 65811 : Davis,S.M., K.D. Drake, and K.J. Maier (2002): Toxicity of Boron to the Duckweed, *Spirodella polyrrhiza*. Chemosphere. 48(6): 615-620.
- 66626 : Fort, D.J., E.L. Stover, J.A. Bantle, J.N. Dumont, and R.A. Finch (2001): Evaluation of a Reproductive Toxicity Assay Using *Xenopus laevis*: Boric Acid, Cadmium and Ethylene Glycol Monomethyl Ether. J.Appl.Toxicol. 21:41-52.
- 118810 : Dethloff,G.M., W.A. Stubblefield, and C.E. Schlekat (2009): Effects of Water Quality Parameters on Boron Toxicity to *Ceriodaphnia dubia*. Arch. Environ. Contam. Toxicol.57(1): 60-67.
- 2) 環境省 (2009) : 平成 20 年度 生態影響試験
- 3) その他
- 2007022 : W. Guhl (1992): Okologische Aspekte von Bor. SOFW-Journal, 118(18/92):1159-1168.
- 4) European Chemical Agency : Information on Registered Substances, boron (<http://echa.europa.eu/information-on-chemicals/registered-substances>, 2015.12.9 現在)
1. Read across Subs WoE Long-term toxicity to fish.006. (2000)