

2
3 1. はじめに
4

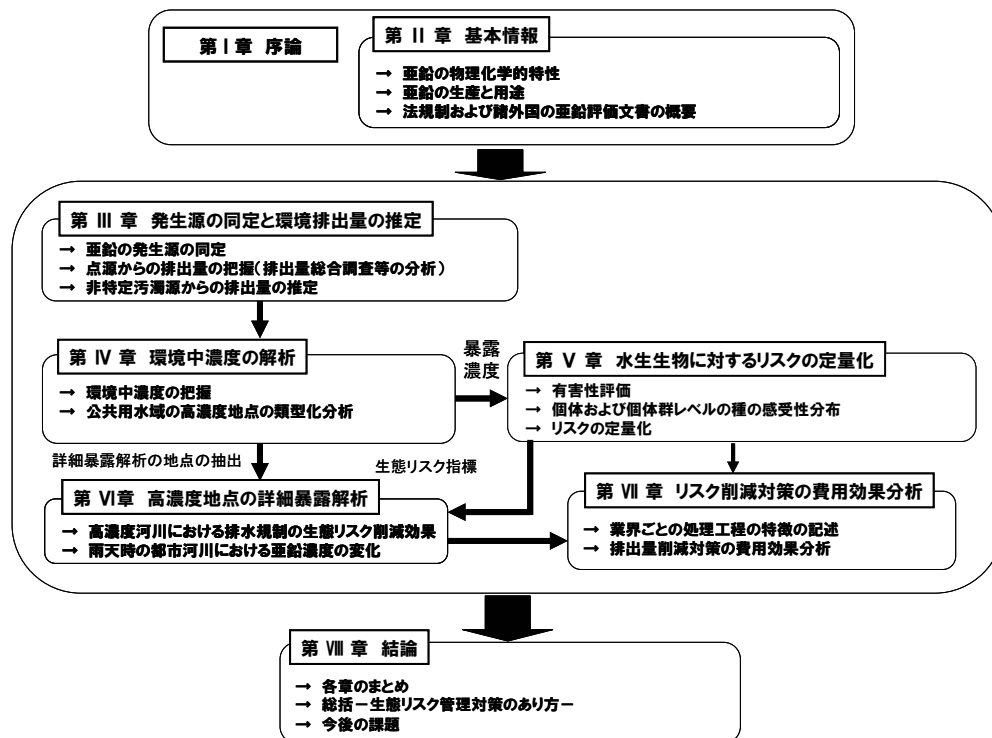
5 諸外国で実施されたリスク評価では、亜鉛は水生生物に対するリスクが高いことが指摘されて
6 いる。日本においては最近、水生生物の保全の観点からの環境基準および排水基準が化学物質の
7 中では初めて亜鉛について設定された。生態系への影響に着目した化学物質の管理・対策への取
8 り組みは、まだ緒についたばかりであり、リスクの大きさや環境の実態を踏まえた現実的な生態
9 リスク管理・対策を実現するためには、解決すべき課題が多く存在している。日本の亜鉛の生態
10 リスク管理・対策に限ってみても、環境基準や排水基準の設定に関する議論において多くの課題
11 が指摘された。

12 亜鉛の発生源は人為由来や自然由来など多岐にわたっており、特定の発生源対策のリスク削減
13 効果を適切に評価するためには、主要な発生源の環境中濃度に及ぼす影響を定量的に把握するこ
14 とが重要となる。

15 従来の化学物質の生態リスク管理・対策は悪影響を被る個体が存在しないこと（個体レベルの
16 影響）を目標とした評価に基づいたものであり、一般的に生態系保全施策の目標とされる個体群
17 レベルの影響に着目してリスクが定量化され、それに基づく管理・対策のあり方が議論されたこ
18 とはほとんどない。

19 このような背景を踏まえ本評価書では、日本の公共用水域における亜鉛の水生生物に対するリ
20 スクを個体および個体群レベルで詳細に評価し、リスク評価に基づく新しい生態リスク管理・対
21 策のあり方を提示することを目的とした。亜鉛には様々な化合物が存在しているが、評価の際に
22 は亜鉛元素に着目し、基本的に化合物の違いは考慮しなかった。亜鉛の存在形態については、利
23 用したデータの性質上、排出量の推定や暴露濃度については全亜鉛、一方水生生物への有害性に
24 ついては溶存亜鉛や遊離亜鉛を重視している。化合物や存在形態の違いがリスク評価結果に及ぼ
25 す影響については、必要に応じて考察を加えた。評価対象は水生生物に焦点を絞った。ヒト健康
26 へのリスクについては、米国や欧州、WHO の評価文書のレビューより、亜鉛の高摂取による健康
27 リスクは極めて低いと考え、本評価書では対象外とした。

- 1 本評価書の特徴としては以下の点を挙げるができる。
- 2 ・排出量総合調査やPRTRではカバーできない最終製品の使用に伴う非特定汚染源からの環境排出
- 3 量を定量的に推定した。
- 4 ・豊富な公共用水域のモニタリングデータの詳細な解析を行い、高濃度地点について主たる負
- 5 荷源ごとにデータを整理し、高濃度地点の特徴を把握した。
- 6 ・生態リスクの定量化において、個体および個体群レベルへの影響をエンドポイントとした評
- 7 価を階層的に行った。個体群レベルの評価では、個体群レベルの種の感受性分布を用いた新しい
- 8 評価アプローチを示した。個体群レベルの種の感受性分布を用いたリスク指標は生態学的に意味
- 9 づけが可能な指標であり、一般公共用水域のリスク評価・管理において一つの有用なリスク指標
- 10 になることを示した。
- 11 ・亜鉛のリスク削減対策の実態把握と費用と効果の推計を行った。具体的な流域におけるリス
- 12 ク削減対策の効果を生態リスクの変化分（種の多様性の変化分）として表現した。
- 13 ・本評価書の結果を踏まえ、水域の特性、リスクの大きさ、対策の費用対効果を踏まえた現実
- 14 的な生態リスク管理・対策のあり方について議論した。
- 15 本評価書の構成を図1に示す。



16

17

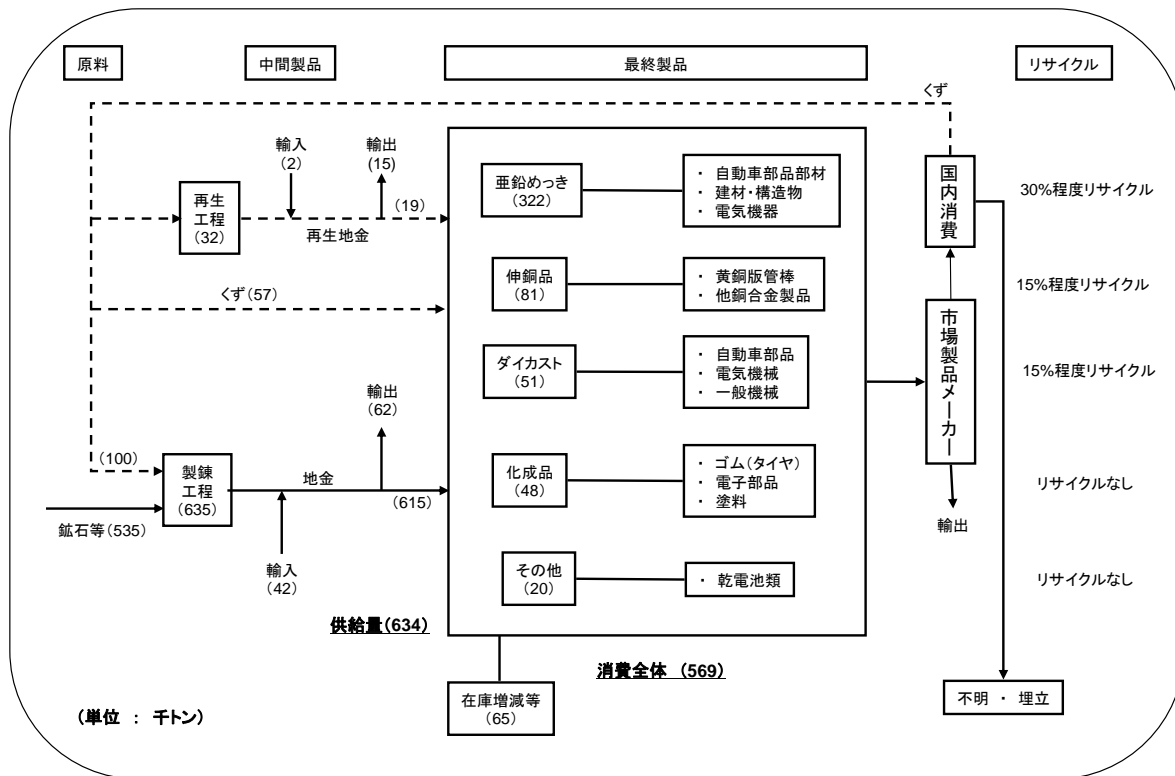
図1 亜鉛の詳細リスク評価書の構成

2. 基本情報

2.1 亜鉛のマテリアルフローと用途

亜鉛のマテリアルフローを図2に示す。日本における亜鉛の消費量は2004年において566千トンに達する。用途別の消費量で見ると、めっきとしての用途が消費全体の6割弱を占め、次いで伸銅製品とダイカスト製品が併せて約2割、化成品用(主にタイヤの加硫促進助剤)が1割以下である。

亜鉛の最大の用途は鉄鋼の防食用のめっきである。亜鉛めっきを施された主な製品は、建造物、有刺鉄線網、鋼鉄ケーブル、ガードレール、鋼管、自動車部品、家電機器部品等がある。次に多い用途は伸銅製品(合金成分)である。その中でも黄銅(合金成分として亜鉛を10-30%含有)として使われることが多く、その代表的な製品として電子材としての板材やプラント等用の管材、機械器具やバルブ等の水まわり部品用の用途が挙げられる。亜鉛は融点が低く鋳造しやすいためダイカスト金属としての用途も多い。亜鉛ダイカストは自動車用部品、おもちゃ、電気機械、一般機械等に使われる。化成品としては、例えば酸化亜鉛はタイヤ用加硫促進助剤、塗料、顔料、印刷インキ、あるいは窯業等に用いられる。また酸化亜鉛はその殺菌作用から、亜鉛華軟膏として外用薬剤としても用いられている。



1 図 2 亜鉛のマテリアルフロー (2004 年ベース)

2 [出典 : 石油天然ガス・金属鉱物資源機構 (2005)]

3

4 2.2 亜鉛の消費量の経年変化

5 亜鉛地金の国内消費量の経年変化 (1948~2003 年度) を図 3 に示す。亜鉛の消費量は 1950 年代
 6 から 1970 年代初頭にかけて急激に増加し、1970 年代から 1990 年代初頭にかけては年間 700,000
 7 トン程度で停滞し、その後は減少傾向にある。用途別に消費量の経年変化をみると、亜鉛めっき
 8 鋼板やその他のめっき等、めっき用途の消費量が最も多く、用途別の比率はほとんど変化してい
 9 ない。

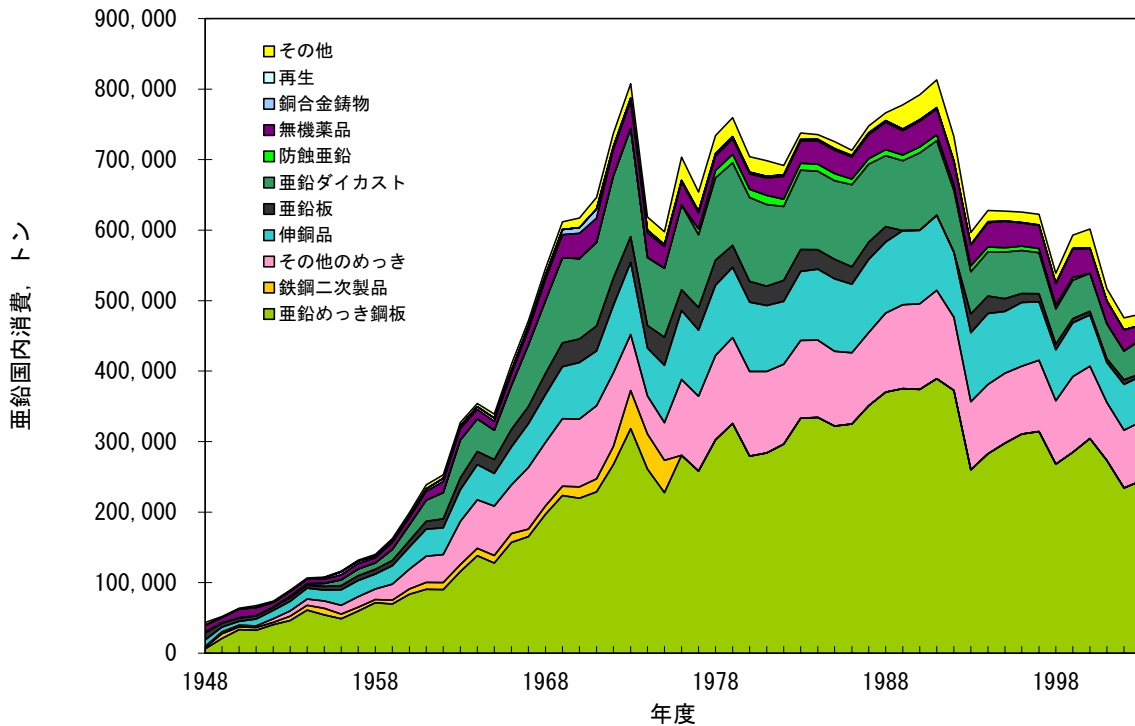


図3 亜鉛地金の国内消費量の経年変化 ⇒カラー口絵 (1)

[出典: 「鉱山」各年版(金属鉱山会・日本鉱業協会)]

2.3 亜鉛の法規制等

水生生物の保全に係る水質環境基準が日本では初めて亜鉛について2003年に設定された。その値は淡水域で0.03mg/L、海域で0.02あるいは0.01mg/Lである。この水質環境基準の設定を受けて2006年、一定の条件を満たす工場・事業所や工場の亜鉛の排水基準が従来の5mg/Lから2mg/Lに強化され、一部の業種については5年間の暫定基準(5mg/L)が適用された。

2.4 公的機関の評価文書の概要

欧州連合(EU)では既存の化学物質が環境や人体にどのような影響を及ぼすかを把握し、適切な管理を行うことを目的に「既存化学物質のリスク評価に関する規則(793/93)」が1993年に施行され、これに基づき化学物質のリスク評価が実施されている。膨大な数の既存化学物質のうちリスク評価が特に急がれると判断された物質がリスク評価の「優先物質」として特定され、担当国がリスク評価を実施している。

亜鉛もこの「優先物質」に取り上げられ、オランダが評価担当国となり、1995年からリスク評

1 価が開始された。対象物質は、亜鉛金属と代表的な亜鉛化合物（例えば酸化亜鉛、塩化亜鉛、硫
2 酸亜鉛など）で、ヒト健康および環境への影響が評価対象となった。ヒト健康部分についてはリ
3 スク評価報告書が2004年に公表された。それによると、一般住民へのリスクは「さらなる情報お
4 よび/または試験の必要性、および既に適用されている措置以上のリスク低減措置の必要性は現時
5 点において存在しない」と結論付けられた。

6 環境中の生物への暴露およびリスク評価の関係では、2006年5月に最終ドラフトが公表された。
7 それによると、環境中の生物へのリスク評価における結論は、局所シナリオ（local scenario）にお
8 いては、亜鉛の生産や加工に関連する多くの事業所が存在する局所地点において水中および底質
9 へのリスクが存在すると結論付けられた。地域レベル(regional, including line sources)においてもリ
10 スクの存在が指摘された。道路沿いの水環境については、実測濃度が予測無影響濃度を超過する
11 地点が存在したことより、これらの地点については亜鉛の潜在的発生源とバックグラウンド濃度
12 を特定することが重要であると結論づけられた。最終結論として、亜鉛および亜鉛化合物の屋外
13 使用だけでは水中の亜鉛濃度が有害レベルに達することはないこと、潜在的な負荷源を網羅的に
14 きちんと特定することが優れたリスク評価およびその後のリスク低減策の実施において重要であ
15 ることが指摘された。

16

17

3. 発生源の同定と環境排出量の推定

18

19 亜鉛の生産から廃棄に至る各ライフステージとその他の主たる発生源からの環境排出量を全国
20 スケールで推定した。なお本評価書の評価対象は水生生物であるため、環境排出量の推定は水域
21 への亜鉛の排出に焦点を絞った。

22 亜鉛は水質汚濁物質排出量総合調査（以下、「排出量総合調査」と記す）の対象物質となってい
23 ることより、その集計結果は亜鉛の水域への排出量の把握に貴重な情報を提供してくれる。そこ
24 で排出量総合調査の集計結果を解析することで、工場・事業場からの亜鉛排出量を把握すること
25 にした。亜鉛含有製品の使用やその他の発生源からの排出については、各種統計データおよび文
26 献等に基づき独自の解析を行い、排出量を推算した。その独自解析の結果と排出量総合調査等で
27 把握した工場・事業場所由来の排出量を合わせ、日本における亜鉛の水域への環境排出の全体像

1 を把握した。排出量推定の対象年度は排出量総合調査の詳細な情報が利用できる 2002(平成 14)年
 2 度を基本とするが、発生源の種類によってはこの限りではない。

3 公共用水域への亜鉛の流入に着目した排出量の推定結果を表 1 および図 4 に示す。降雨時に発
 4 生する路面排水に伴う負荷量も考慮した日本全体の公共用水域への年間合計排出量はおおよそ
 5 6,700~7,100 トン/年と推算された。全天候を考慮した合計排出量への寄与をみると、亜鉛めっき
 6 製品の腐食・流出、大気沈着および自動車等のタイヤ摩耗に由来する面的発生源からの排出量が
 7 全体のおよそ 3/4 を占めた。面的発生源は地域に分散していること、排出された亜鉛の河川への
 8 流入は雨天時の路面排水等によって生じること等より、このような面的発生源に由来する亜鉛負
 9 荷の晴天時（平水時）の河川水中濃度に与える影響は限定的だと思われる。一方、晴天時（平水
 10 時）の公共用水域への年間合計排出量はおおよそ 1,700~2,100 トン/年と推定された。晴天時にお
 11 いて面的発生源からの一定の寄与はあると考えられるが、ここでは簡単のため、計算から除外し
 12 た。晴天時における公共用水域への合計排出量への寄与をみると、工場・事業場からの排出が全
 13 体の 3~4 割を占め、下水道未整備地域や家畜に由来する排出も無視できないことがわかった。業
 14 種別にみると下水道業、化学工業、金属製品製造業からの排出は年間 100 トンを超えていた。下
 15 水道業からの排出は全体の 1/5~1/4 程度であった。

16

17 表 1 亜鉛の公共用水域への流入に関連する発生量と排出量のまとめ（2002 年度）

発生源	発生負荷 量 [トン/ 年]	下水処理場へ の 排出負荷量 [トン/年]	公共用水域への 排出負荷量 [トン/ 年]	備考（算定過程、情報源など）
鉱業・休廃止 鉱山	—	—	121	鉱業については排出量総合調査に 基づく推算値 ¹⁾ 。休廃止鉱山につい ては平均放流量×平均亜鉛濃度 ×対象鉱山数より算出
非鉄金属製	—	158 ¹⁾	20	排出量総合調査に基づく推算値 ²⁾

造業				
化学工業	—		145	排出量総合調査に基づく推算値 ²⁾
製品製造・加工業	—		381	排出量総合調査に基づく推算値 ²⁾
廃棄物処理業	—		26	排出量総合調査に基づく推算値 ²⁾
その他の個別事業所	—		128	排出量総合調査に基づく推算値 ²⁾
タイヤ摩耗	1,925 ³⁾	131 (66~197) ⁴⁾	1,152 (1,087 ~ 1,218) ⁴⁾	発生負荷量 = 年間走行量×タイヤ摩耗率×タイヤ本数×亜鉛含有量 排出負荷量は下水処理場や公共用水域への移行割合と下水道整備状況を考慮して算出
亜鉛めっきの腐食	4,645 ³⁾	237 (118 ~ 355) ⁴⁾	2,086 (1,252 ~ 3,528) ⁴⁾	発生負荷量=亜鉛めっき製品蓄積暴露面積×流出係数 排出負荷量はタイヤ摩耗と同様の仮定を用いて算出
家庭	1,723	1,172	468	生活系亜鉛発生負荷量 = 亜鉛排出源単位×人口 下水処理場と公共用水域への排出負荷量は下水道人口普及率等を考慮して算出
家畜	417	—	—	文献値 ⁵⁾
大気沈着	8,690	145	1,731	大気沈着量 = 沈着速度定数×大気中亜鉛濃度

農薬	256	-	7	発生負荷量 = 亜鉛含有農薬排出量×亜鉛含有率 排出負荷量 = 発生負荷量×流出係数
下水処理場	-	-	442	排出量総合調査に基づく推算値 ²⁾

- 1 ¹⁾ 環境省水・大気環境局水環境課（2006）平成17年度水生生物への排出影響調査報告書に記載の方法
- 2 よった, 工場排水由来の直接水域排出水量(81.6%)と下水道流入水量(18.4%)および直接排出負荷量(700
- 3 t/y)を用いて, 下水道流入亜鉛負荷量 = $700 \text{ t/y} \times 18.4/81.6 = 165 \text{ t/y}$
- 4 ²⁾ 排出量総合調査(2002年度)に基づく推算(環境省水・大気環境局水環境課2006)
- 5 ³⁾ 典型値と仮定したときの値を記載
- 6 ⁴⁾ 括弧内の数値の範囲は下水処理場や公共用水域への移行率に不確実性を考慮したときのもの
- 7 ⁵⁾ 経済産業省(2004)

1

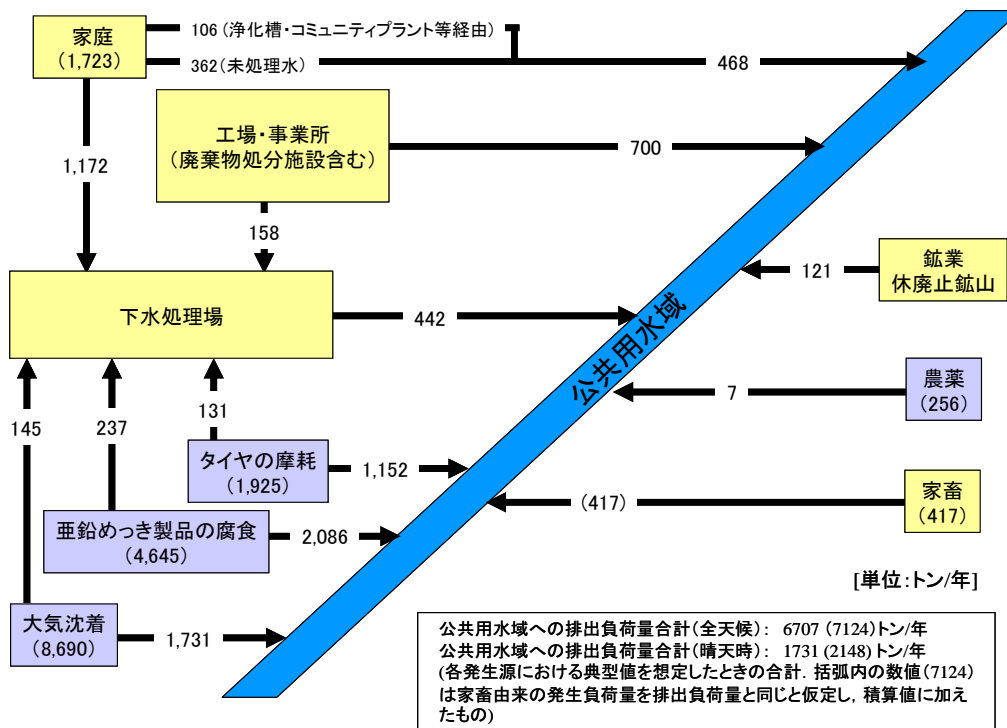


図4 公共用水域への亜鉛の推定排出量 (2002年度)

4. 環境中濃度の把握

公共用水域における亜鉛のモニタリングデータ (1991~2002年, 観測地点数 3,347 うち淡水域は 2,692) を用いて暴露解析を行い, 日本における亜鉛の濃度分布を求め, さらに高濃度地点を類型化し, その特徴をまとめた. まず 1991 年度から 2002 年度までのデータを全て含む濃度分布を求めた (図 5). 幾何平均値は $10.8 \mu\text{g/L}$, 幾何標準偏差は 2.9 であり, 全モニタリング地点の 17% 程度が環境基準値 ($30 \mu\text{g/L}$) を超過していると予測された.

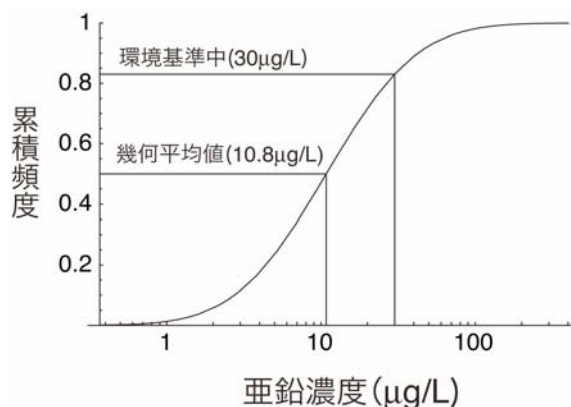
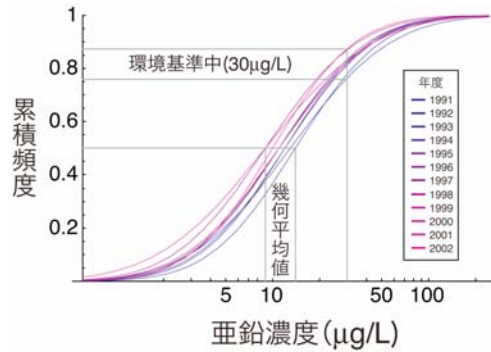


図5 推定された公共用水域中の亜鉛濃度.

1
2
3
4

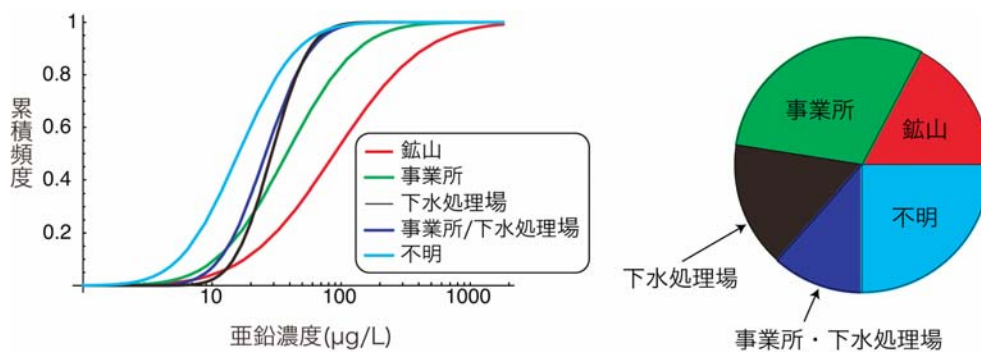
1991～2002年の年度ごとに環境中濃度分布を求めた結果を図6に示す。公共用水域における亜鉛濃度は1991年以降、低下傾向がみられた。



5
6
7

図6 公共用水域における年度ごとの亜鉛の推定濃度分布

8 各地点において亜鉛の濃度分布を推定し、分布の95パーセンタイルが0.05mg/L以上である地
9 点を亜鉛高濃度地点と定義し、亜鉛高濃度地点の類型化分析を行った。選択された亜鉛高濃度地
10 点は364地点となり、主たる亜鉛負荷源別にこれらの亜鉛高濃度地点を分類すると、「鉱山」であ
11 ると推測されたのが63地点、「工場・事業場」（下水処理場は除く）が110地点、「工場・事業場
12 と下水処理場の複合」が42地点、「下水処理場」が58地点、「農薬」の過剰散布が1地点あった。
13 残りの90地点は負荷源を特定することができなかった。負荷源ごとに推定した環境中の濃度分布
14 と高濃度地点数を負荷源ごとに分けた図を図7に示す。



15
16
17

図7 主な負荷源ごとに求めた累積頻度分布（左）と負荷源の地点数の割合（右）

18 「鉱山」が主たる負荷源と推測された地点は、亜鉛濃度が相対的に高く、また地点ごとに大き
19 くばらっていた。しかしながら、同一地点での濃度は比較的一定であった。「工場・事業場」が
20 主たる負荷源と推測された地点は全体でみると変動は小さいものの、同一地点でみると変動は比
21 較的大きかった。「下水処理場」と推測された地点は、濃度は他の類型より低く、変動の幅は小さ
22 かった。「工場・事業場と下水処理場」と推測された地点は下水処理場と同様の傾向を示した。主
23 たる負荷源を特定できなかった地点（農薬と特定されたものもここに含めた）は、濃度レベルが

1 相対的に低かった。

2

3

5. 生態リスクの定量化

4 5.1 亜鉛のリスク評価の考え方

5 生態リスクはいくつかの階層からとらえることが可能である。最も一般的な評価は、階層とし
6 て「個体レベル」に着目し、どの個体にも影響が出てはいけないという考え方にに基づき評価をす
7 る。この階層での評価は、毒性試験が比較的容易に行え、かつ再現性の高いデータも得られるの
8 で信頼性は高いと言える。しかしながら、個体レベルでの影響が生物集団にどのように影響する
9 のか、よくわからない。例えば、死亡率が有意に上昇する濃度が明らかにできたとする。しかし
10 ながら、生物の個体群サイズは死亡率に加え、繁殖力とのバランスで決まる。さらには、生物集
11 団には死亡により個体群密度が下がると、繁殖力が上がるという性質がある。このような生物集
12 団の性質は個体レベルでの評価では考慮されていない。生存と繁殖、この2つでの影響を考慮し、
13 集団の存続可能性に基づいて評価を行うのが個体群レベルでの評価である。個体レベルで現れる
14 影響など無視してよいという考えではなく、生態系には、攪乱にさらされ個体数が一時的に減少
15 しても、元の状態に戻る回復力があり、回復力が許す範囲内に化学物質の利用を制限しようとい
16 う考え方である。生態系保全の最も重要な概念は「持続可能性」であり、個体群レベル評価の考
17 え方はこの概念に一致している。また、野外調査では、対象とする場に生息している種の数で影
18 響があるかどうかを判断することが多く、個体群レベルでの影響を観察している。個体群レベル
19 評価で得られる結果は、野外調査から得られる結果とも参照可能となる。しかしながら、個体群
20 レベルの評価は、繁殖と生存両者における影響を調べなくてはならず、また種の生活史パラメー
21 タも知る必要があり、個体レベルでの評価よりも多くの情報を必要とする。そのため、多くの種
22 で評価することが困難であり、解決しなくてはならない問題も多くある。

23 本評価書では次の2つの評価エンドポイントを選定した。

24 (1) 感受性の高い方から5パーセントイルの水生生物種における個体での生存、繁殖、成長

25 (2) 感受性の高い方から5パーセントイルの水生生物種における地域個体群の存続

26 いずれのエンドポイントも種の感受性分布: Species Sensitivity Distribution, SSD)を作成すること
27 で評価を行った。

28

29 5.2 リスク判定値の導出

30 個体レベルの評価においては、無影響濃度(NOEC)を収集・選別し、種の感受性分布を作成し
31 て、個体レベルの95%保護濃度(HC5)を推定した。NOECは以下の基準に基づき選択した。

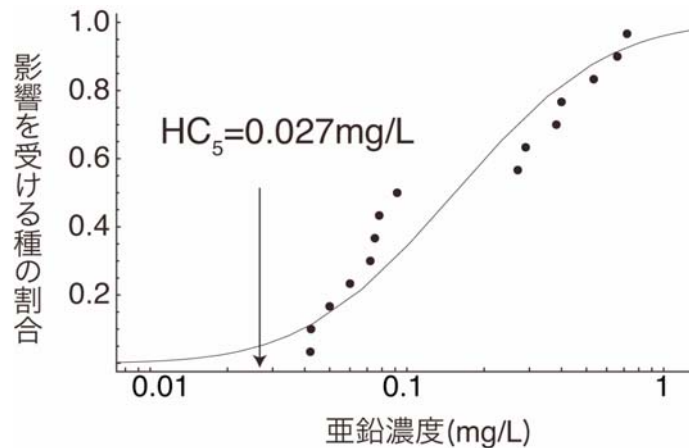
32 [i] 暴露期間が試験生物の生涯時間よりも長く、かつ無影響濃度(NOEC)が著者により明記され
33 ている

34 [ii] NOECが明記されていないが、全生活史にわたる試験であれば、LC10もしくはEC10を
35 NOECとみなす

1 [iii] 全生活史にわたる試験でないが、卵から孵化後までの暴露試験であり、NOECが明記され
 2 ている

3 以上の基準を満たすNOECは15種で得られた。そのデータを用いて作成した種の感受性分布（図8）
 4 より求めた幾何平均は0.154mg/L、幾何標準偏差は2.9、HC5は0.027mg/L (26.7μg/L)であった。

5



6

7 図8 個体レベルの種の感受性分布。 点は各種での無影響濃度(NOEC)。

8

9 個体群レベルの評価では、個体群の増殖が不可能となる亜鉛濃度（閾値）を6種の生物について求
 10 め(表2)、それに基づき、個体群レベルの種の感受性分布（図9）を作成した。その分布の幾何平
 11 均および幾何標準偏差はそれぞれ、1.23mg/Lおよび4.42であった。5%の種が影響を被ると予想さ
 12 れる濃度(PHC5)は 0.107mg/Lと推定された。

13

14 表2 推定された閾値濃度の一覧

種	閾値 (mg/L)
褐藻	2.35
藍藻	4.74
繊毛虫	6.57
タマミジンコ	0.94
ファットヘッドミノー	0.172
カワマス	0.295

15

16

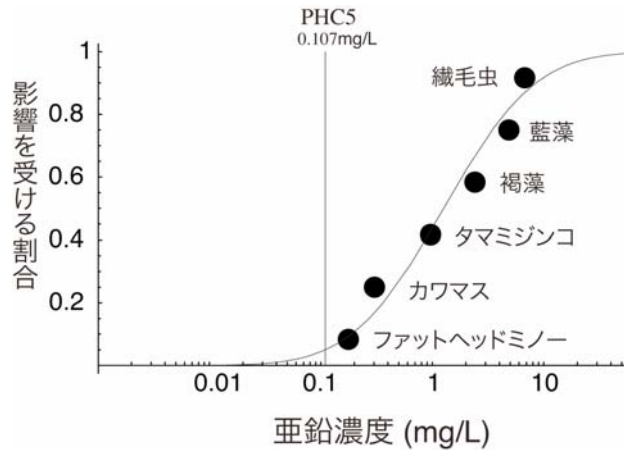


図9 個体群レベルの種の感受性分布(PSD)

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22

5.3 リスク判定

個体と個体群レベルでのリスク判定濃度をそれぞれ、0.027mg/L (HC5)と0.107mg/L (PHC5)として、亜鉛の環境中濃度分布（図5）から超過地点の割合を求めると、個体レベルと個体群レベルでそれぞれ、19.9%と1.6%であった。個体レベルのリスク判定値を超過している地点は多く見られ、年度別でみると最大は1992年度で、その超過割合は26.8%であった。超過割合は時を経るにつれて減少しており、2002年度の超過割合は14.5%であった。

個体群レベルのリスク判定値超過割合は1992年度が最大で、3.5%であった。個体群レベルでも超過割合に減少が見られ、2001、2002年度ではそれぞれ0.7%、0.8%であった。個体群レベルでのリスク判定値超過地点は、42地点であった。そのうち、鉱山由来と考えられるのが26地点工場・、事業所由来と考えられたのが14地点であった。残りの2地点は主たる排出源を特定できなかった。工場・事業所由来の超過地点数は年々減少し、2002年度に限れば超過地点は4地点のみであった。

岩崎ら(Iwasaki et al. submitted)は休廃止鉱山付近の河川において、生物相の調査を行っており、亜鉛濃度が0.377-0.477mg/Lの高濃度汚染地点では種の多様性が減少しており、カゲロウ目だけに限れば0.126-0.152mg/Lの中程度汚染地域においても減少することを示している。Clements & Kiffney (1995)は亜鉛の平均濃度0.1mg/Lで底生生物の種数に減少が見られると報告しており、亜鉛をはじめとした重金属の存在により生態系に悪影響があることは明らかである。

6. 高濃度地点の暴露濃度解析

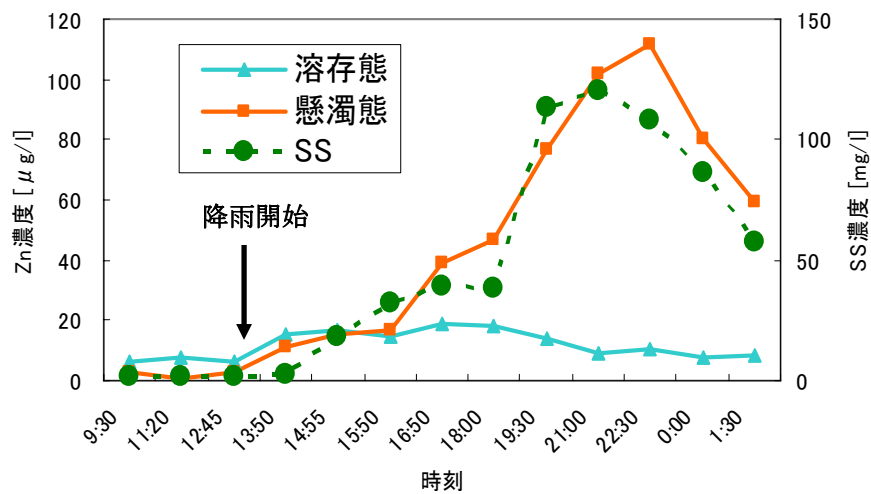
23
24
25
26
27

公共用水域における亜鉛のリスク削減対策を適切に行うためには、水域ごとに発生源を同定し、その負荷割合を定量的に把握することが必要である。そこで第VI章では、公共用水域のモニタリングデータの解析結果を受けて、河川中濃度と発生源（事業場）の情報が利用可能な亜鉛高濃度地域について、排水規制の効果を検証するための亜鉛収支解析を行った。具体的には、大阪府堺市周辺の石津川や群馬県伊勢崎市周辺の粕川等について亜鉛収支の解析を行った。さらに東京・

1 神奈川を流れる境川を対象に雨天時の河川流量の上昇に伴う亜鉛濃度の変化について調査を行い、
2 都市流出水の都市河川の亜鉛濃度に及ぼす影響について考察した。

3 具体的な河川を事例に取り上げ亜鉛の収支解析を行った結果、亜鉛の主たる排出源は流域によ
4 って異なり、排水規制の生態リスク削減は流域によって異なることが確認された。例えば石津川
5 は事業場からの排出が河川中濃度への寄与が大きいため、及ぼす影響が大きく、排出規制により
6 生態リスクが効果的に低減できると考えられた。碓氷川は非特定排出源からの寄与が高く、事業
7 場に対する規制が必ずしも生態リスクの低減に繋がらないことがわかった。非特定排出量は、過
8 去に底質等に堆積した汚染土壌の影響なのか地質的な影響なのかは把握されていない。これらよ
9 り、適切な発生源対策のためには正確な発生源・排出量の把握が必要であることが改めて確認さ
10 れた。

11 東京・神奈川を流れる境川の調査において、高架道路排水のように高濃度の重金属を含む都市
12 流出水が未処理のまま河川に放流されていることが確認された。雨天時における河川中亜鉛濃度
13 の変化を調査したところ、亜鉛濃度は河川流量の増加に伴い上昇することがわかった（図 10）。
14 雨天時においては、懸濁態亜鉛濃度が著しく増加することが明らかになり、その原因は面源から
15 の懸濁態亜鉛が雨水によって流出するからだと考えられた。



16
17 図 10 河川流量増加時における亜鉛と SS 濃度の経時変化（調査日：2006/09/26－27）

18 7. リスク削減対策の費用効果分析

19
20 第Ⅶ章では、亜鉛の生態リスク削減対策についてまとめた。特に工場・事業場からの排水中濃
21 度低減対策については、業種別や水域別に費用効果分析を行った。さらに休廃止鉱山、非点源（自
22 動車等のタイヤや亜鉛めっき製品）、下水処理施設からの亜鉛排出量削減対策について考察した。
23 以下にその概要を示す。

24
25 一 凝集沈殿法の既設排水処理施設を有する中小の工場・事業場が高度処理施設を追加的に設置

- 1 し、運転するのに掛かる一年間の費用はおよそ 300 万円～800 万円と推定された。
- 2 ー 金属製品製造業全体では排水基準の強化（5 mg/L → 2 mg/L）によって削減される排出量は少
3 なくとも 25 トン/年と推定され、業界全体に対する費用対効果は 2.2～5.9 億円/トンとなった。
- 4 ー 報告データに基づき業種ごとに 1 トン排出削減費用を計算したところ、0.32 (鉄鋼)～21.85(一
5 般機械器具)億円となり、費用対効果には大きなばらつきがあることがわかった。
- 6 ー 工場・事業場に対する排水基準の強化は、雨天時を含む合計排出量では全国スケールでみる
7 と公共用水域への亜鉛排出量の削減割合は数%にすぎず、晴天時（平水時）では 3～11%程度であ
8 ることが推定された。
- 9 ー 高濃度地点の亜鉛濃度削減対策の費用効果分析を行い、環境基準達成や生態リスクの削減へ
10 の効果は、汚染実態や排出源の状況等により地域によって異なることを示した。亜鉛高リスク水域
11 が複数存在する場合に対して、国や地方自治体が生態リスク削減対策を講じる優先順位の決定を
12 支援する指標を提案した。
- 13 ー 工場・事業場以外の主たる亜鉛発生源（休廃止鉱山、下水処理場、非点源など）に対する排
14 出量削減対策について考察を行い、現在実施されている水質汚濁防止対策（例えば下水道の整備
15 や路面排水対策等）が亜鉛排出量削減に寄与する可能性があること、効率性や費用対効果の定量
16 化が重要であることを述べた。

17 亜鉛を高濃度で排出する工場・事業場には多くの中小規模の工場・事業場が含まれる。新たな
18 排水処理装置の設置を中小規模の事業者を求めることは、事業者にとって大きな負担となる可能
19 性がある。全国スケールでみた排出量削減の費用対効果は業種によって大きくばらつき、水域に
20 よっても異なる。事例で取りあげた事業所排水の寄与が大きい河川については、排水基準の強化
21 が一定の効果を上げると考えられるが、碓氷川の例のように排水基準の強化が河川中亜鉛濃度の
22 低減に必ずしも繋がらないケースも考えられる。そのような場合、当該水域の発生源を網羅的に
23 調査し、その寄与分を定量的に把握し、許容リスクレベルを考慮して、効果的なリスク削減対策
24 を検討していくことが必要である。工場・事業場に対する上乘せ基準を検討する場合も、施設の
25 特性を考慮し、技術的・経済的に実施可能かどうか事前に評価がなされるべきである。

26 亜鉛は排出源が多岐にわたり、水域により支配的な排出源が異なる。全国の公共用水域への排
27 水に、リスクの大きさによらず、全国一律の排水基準を適用するというシビルミニマムに基づく
28 考えや地方自治体が個々の実情に併せて上乘せ基準を設定できるといった従来のアプローチは一
29 定の効果は上がると思われるが、亜鉛の生態リスク削減の根本的な解決策にはならないケースも
30 ある。亜鉛の生態リスクの管理・対策を検討する際には、排出量削減の費用対効果を検討し、優
31 先順位を決め、その水域のリスク削減に合理的かつ効果的な対策をとるべきと考える。

32

33

8. 亜鉛の生態リスク管理・対策のあり方

34

35 本評価より得られた知見を総括すると、亜鉛の暴露と生態リスクについては以下のようにまと

1 められる。亜鉛の排出源は多岐にわたっており、工場・事業場に対する排水基準の強化は事業者
2 にとって大きな経済的負担であるにもかかわらず、日本全体での公共用水域への排出量削減率は
3 多くとも1割程度であることがわかった。流域ごとにみると、河川中の亜鉛濃度の大部分が工場・
4 事業場からの排水によって説明できる場合もあれば、バックグラウンド濃度や非特定汚染源によ
5 る寄与が大きい場合もあることがわかった。排水基準の強化によって、一定の濃度削減効果が期
6 待できる水域と期待できない水域があることが確認できた。第V章で示したように大部分の公共
7 用水域において亜鉛の生態リスクは懸念レベルにないと判断されるが、公共用水域の観測地点の
8 20%程度は個体レベルのリスク判定値を、2%程度は個体群レベルのリスク判定値を超過すると予
9 測された。個体群レベルのリスクが懸念される地点は、大別すると都市域に存在し工場・事業場の
10 排水が主たる原因となっている場合と休廃止鉱山が原因になっている場合に分けられた。工場・
11 事業場が主たる発生源であると考えられる地点では近年、亜鉛濃度は減少傾向にあるものの、未
12 だに個体群レベルのリスクが懸念されるレベルであることがわかった。休廃止鉱山付近のいくつ
13 かの河川については、亜鉛濃度が非常に高濃度であり、野外調査の結果も底生生物の種組成が低
14 濃度地域と異なることを示唆しており、リスク評価の結果のみから判断すると、このような地点
15 については環境中濃度を下げる努力が特に必要であると考えられた。

16 このような状況を踏まえ、実態に即した生態リスク管理・対策のあり方について議論する。ヒ
17 ト健康の保護を念頭においた健康項目の従来の環境基準は全国の公共用水域に共通の一律基準で
18 あり、生活環境項目の環境基準は公共用水域の水域群別に水域の用途に応じて決められている。
19 このような環境基準を達成するように規制等の政策が採られる。その中心は排水基準による排水
20 の規制である。水質汚濁防止法では、指定水域だけでなく、原則、全国の公共用水域への排水に
21 国の一律の排水基準を適用するという考えが導入され、リスクの有無にかかわらず排水基準が適
22 用されるようになり、さらに都道府県が上乘せ基準を設定できることが明文化されている。水生
23 生物保全に係る亜鉛の環境基準は生活環境項目に位置付けられているが、現在は淡水域では水域
24 によらず共通の値（0.03mg/L）が設定されている。この環境基準値は、水生生物の集団の維持を
25 可能とする観点から、基本的に慢性影響を防止するうえで必要な水質の水準を定めたものとされ
26 ており、全亜鉛濃度の年平均として定められている。この環境基準値の設定を受けて、亜鉛の排
27 水基準は2006年、5 mg/L から2 mg/L に強化されたが、金属鉱業や電気めっき業等一部の業種に
28 対しては施工後5年間に限った暫定排水基準（5mg/L）が設定された。亜鉛の水生生物の環境基
29 準の設定から排水基準の強化までの一連の手続きは、従来の考え方からすれば、手続きとしては
30 正当性があると思われる。

31 しかし本評価書の解析からも明らかなように、亜鉛の排出源は多岐にわたっており排水基準の
32 強化による濃度削減効果は水域によって異なること、排水基準の強化に伴う設備投資には多大な
33 費用を伴うこと等を考えると、排水規制を中心とした従来のアプローチは水生生物の保全を対象
34 にした水環境の生態リスク管理・対策には馴染まず、限界があると思われる。このようなことか
35 ら、代替が困難な亜鉛のような元素に対しては特に、共通の環境基準を満足させることを根拠に、

1 管理し易い工場・事業場に対して屋上屋を架す規制を全国一律に講じるよりも、許容リスクレベ
2 ルを水域の特性に応じて決定し、その許容リスクレベルが達成されていない場合はその原因を明
3 らかにして、亜鉛濃度を効率的に削減する包括的かつ効果的な対策を合理的に検討し、それ以上
4 の削減については地域の社会的合意に委ねていくべきと考える。工場・事業場に対する排水基準
5 は、環境基準値とは密接に連動させず、技術的・経済的に実施可能な観点から社会的公平性を考
6 慮して、決定すべきと考える。環境基準を達成するために排水基準値を調整する（上乘せ基準を
7 考える）ことは、過剰な規制をもたらし、対策を講じる体力のない産業あるいは事業者にとって
8 は死活問題に成り得る。減らしにくさの度合いが高い排出源（亜鉛鉱床や非特定汚染源等）が存
9 在する場合は、それを加味した許容レベルを設定したり、長期的な視野に立って削減策を検討し
10 たりすればよいと考える。このような観点から亜鉛の生態リスク管理・対策についての我々の考
11 え方を、事例を交えて以下に述べる。

12 リスクが懸念される休廃止鉱山付近では坑内水、堆積物浸透水、周辺表層水などすべての排出
13 源を制御することはできない。このような場所の減らしにくさの度合いは高いため、削減量にも
14 限度がある。また碓氷川流域の対策効果の事例に示したように過去の汚染の影響が考えられる場
15 合も排水基準の強化だけで河川中濃度を単純に低下させることは困難だと思われる。高リスク地
16 点が複数存在する場合、当該流域において削減可能な発生源を的確に把握し、その発生源に対し
17 てとれる対策を列挙し、そしてその対策によりどの程度環境中濃度が下がるか、さらにどの程度
18 生態系は回復するのかを予測して、対策に掛かる費用とのバランスを詳細に検討した上で、対策
19 を取るべき地点の優先順位を決め、順位の高い所から対策を取ってゆくべきであると考えている。こ
20 のように制御可能性と費用対効果に着目した我々が提案する管理・対策のあり方を図11に示す。

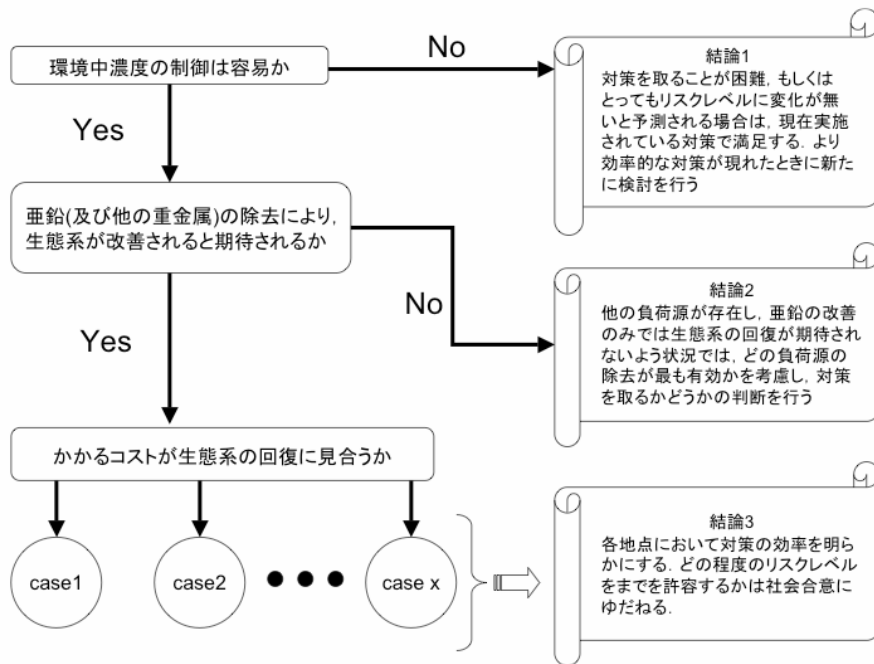


図 11 対策のフローチャート。

1
 2 リスク許容値超過地点において、発生源対策等により環境中濃度が管理可能かどうかを判断す
 3 る。既に鉱害防止対策を実施している休廃止鉱山付近では、環境中亜鉛濃度を低減させる有効な
 4 対策を取ることが、現実的には不可能である場合が考えられる。そのような地点においては、結
 5 論 1 を採用し、新たな対策が可能となった時に、対策を行うかどうかを判断すればよい。環境中
 6 亜鉛濃度を低減させることが可能な地点については、亜鉛以外に生態系への負荷源が無いかどう
 7 かの判断を行い、亜鉛負荷量削減が生態系の有効な改善につながると判断できれば、次のステッ
 8 プに進み、判断がつかない場合は、他の負荷源を考慮した総合的な生態リスク評価を行った後に、
 9 改めて対策を行うかどうかの判断をする。その対策により、環境中濃度が制御可能でかつ生態系
 10 の回復も十分期待できるなら、全ての地点で対策を取りリスクを削減することが最も望ましい。
 11 しかしながら、全ての地点においてリスクをある一定値以下に抑えることは、莫大な費用が掛か
 12 ることが十分予想され非現実的である。最終的には期待される生態系の量と経済的な損失のバラ
 13 ンスを考慮することが重要である。第 VII 章で示したように、対策に掛かる費用は場所ごとに異な
 14 り、投入資源量が同じであっても回復する生態系の量は場所ごとに異なる。どの程度の資源投入
 15 を了とするかは、社会的合意に委ねられている部分も大きいだろう。現在の環境政策はリスクが
 16 懸念される濃度の推定を行い、その濃度以下に環境中の濃度を制御しようとする考え方が支配的
 17 で、生態系がどれほど回復するか、回復量は投資に見合うものであるか等についてはほとんど考
 18 慮されない。生態系の保全が目的ならば、対策の有効性は生態系の回復量で評価されなくてはな
 19 らない。濃度管理中心的環境政策は改める必要があるだろう。

1 現在の生態系管理は、対象とする化学物質に対し最も強く影響を受ける種を選定し、その種が
 2 どこにでも生息できるような環境を提供することを目的としている。つまり、目標濃度がある一
 3 点に集約し、その濃度を超過するか否かで管理を行おうという考え方である。第V章でも述べた
 4 ように、生態リスクはいくつかの生態学的な階層からとらえることが可能であり、Kamo & Naito
 5 (in press)は個体レベルと個体群レベルでの評価から得られる保護濃度を組み合わせた新たな管理
 6 方法の提案を行っている(図12)。
 7

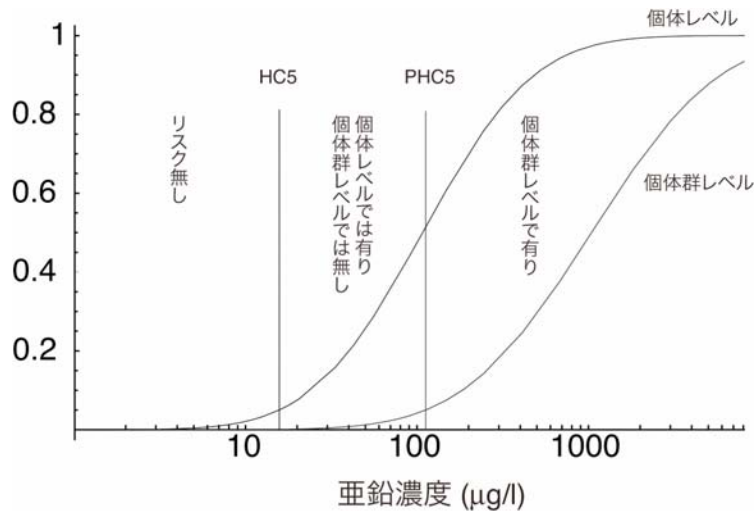


図12 管理のあり方の概念図

8
 9 近年、生態系の価値を金銭化し社会経済分析を行えるようにしようという試みが注目されてい
 10 る。代表的な生態系の価値指標としては、ヒトが生態系から受ける恵みを金銭化しようという、
 11 生態系サービスが挙げられる。生態系の価値化は、他にもいくつか考えることができ、第VII章で
 12 の費用対効果の計算も、一種の生態系の価値化と言える。ある場所の生態系を回復するために、
 13 費用を投じて対策を取るという判断をすることは、その場所の生態系にはその分だけの価値があ
 14 るという判断をしたことに等しい。同じだけ費用を投資しても回復する生態系の量は場所ごとに
 15 異なるため、生態系の「値段」は場所ごとに異なると言える。最も弱い生物を守る、つまり、全
 16 ての生物が全ての場所で生息可能にするという考え方はもちろん理想的なことではあるが、それ
 17 を実現するにはどれだけの費用が掛かるのかという観点が欠けている。掛かる費用と回復する生
 18 態系の量をより多くの場所で定量化できれば、どの程度の費用を投入してよいかの社会的な合意
 19 は得られてゆくだろう。

20 休廃止鉱山近辺の高濃度汚染地域の環境中亜鉛濃度は年変動が少なく、比較的一定の値を示し
 21 ていることがモニタリングデータの解析から明らかにできた。亜鉛が高濃度で存在する状態はか
 22 かなり長期間続いており、汚染地域では生態系が貧弱にはなっているものの、その系も長期間保た
 23 れたものであると考えられる。もし、汚染のレベルに上昇が見られず、生態系のさらなる悪化が
 24 見られていないのならば、削減努力は必要だが、早急に対策を取る必要はない。生態リスク削減

1 対策は、その効果を検証できる体制を確保した上で徐々に進めることが望ましい。いずれにしろ、
2 環境の急激な改変が生態系にとっては最大のストレスである。現在の環境管理は一度の対策で目
3 標を達しようとする傾向が感じられるが、実際に環境中濃度や種の多様性を予測通りに実現して
4 くれるかどうかは、不確実性が高く簡単にはわからない。このような観点からも、全ての地点に
5 一律かつ早急な対策を講じることはある意味無駄である。いくつかの汚染地域、特に亜鉛濃度の
6 管理が行いやすい地点において、実際に対策を取り、どの程度費用を掛ければ環境中濃度に変化
7 が見られ、そして生態系がどのように回復してゆくかを調べる必要があるだろう。対策を行うこ
8 とそのものが一つの実験であると考え、順応的管理手法の考え方を亜鉛の管理においても採用
9 することが望ましいと考えられる。2006年に亜鉛は排水基準が強化されたが、5年間は一部の業
10 種に対して暫定基準値が設けられている。これを、順応的管理を行う絶好の機会としてとらえ、
11 今後の生態系の管理・対策への知見を収集すべきである。

12

13

9. 今後の課題

14

15 生物多様性の保全において、各地域の主の多様性だけでなく、地域間の生態系の相違を維持す
16 ることが重要である。そのため、自然再生事業などではそれぞれの地域ごとに望ましい生態系の姿
17 を描いている。対策に掛かる費用などを考慮し、社会的合意を得ながら、望ましい生態系を維持でき
18 るよう管理や対策がなされなくてはならない。

19 最後に今後の調査・研究が望まれる課題項目を以下に列挙する。

- 20 ● 非特定汚染源（めっき製品の腐食、タイヤの摩耗、農業、家畜等）由来の亜鉛排出量推定手
21 法の開発と高精度化
- 22 ● 非特定汚染源より排出される亜鉛の公共用水域への到達経路やメカニズムの解明
- 23 ● 非特定汚染源に由来する亜鉛の平水時の河川中濃度へ与える影響の評価
- 24 ● 自然由来やバックグラウンド濃度の定量化・寄与率の推定手法の確立
- 25 ● 水域の特徴（水質や種構成の違い等）に応じた許容リスクレベルの決定方法の開発
- 26 ● 地域ごとに異なる「望ましい生態系」についての合意形成を得る枠組みの構築
- 27 ● 化学物質管理における順応的生態リスク管理手法の開発
- 28 ● 生物利用可能量を考慮した生態リスク評価手法の確立
- 29 ● 個体群レベルの生態リスク評価・管理手法の精緻化
- 30 ● 底質・土壌・陸生の生物に対するリスク評価手法の確立
- 31 ● 重金属の複合暴露による生態リスク評価・管理手法の開発

32

33

34

35