経済産業省受託プロジェクト

「化学物質の最適管理をめざすリスクトレードオフ解析手法の開発」

リスクトレードオフ評価書

金属　－鉛はんだ－

要約版

2014 年 3 月

独立行政法人　産業技術総合研究所
安全科学研究部門

１．はじめに

近年では、物質代替による新たなリスクの懸念が生じる可能性がある。欧州では電気・電子機器に含まれる特定有害物質の使用制限に関する欧州議会および理事会指令(Restriction of Hazardous Substances; RoHS）で、鉛、カドミウム、水銀、六価クロムや、難燃剤のポリ臭化ビフェノール（PBB)、ポリ臭化ジフェニルエーテル（PBDE）の 6 物質の製品中への使用制限が 2006 年 7 月 1 日に施行された。この指令等によって、使用禁止物質に対する物質代替による対応が企業に求められ、鉛はんだ等の用途を中心に 2000 年頃から物質代替が進められているのが現状である。

一方で、それらの代替物質のリスクが増加している可能性があるが、被代替物質と代替物質との間でリスクトレードオフが発生しているのかどうかを確認するためには、代替物質の暴露や有害性情報が欠如し、リスク評価が困難なこと、被代替物質と代替物質のエンドポイントが異なり、リスク比較ができない問題がある。したがって、金属の物質代替によってトータルでリスクの低減が図られているかどうかを確認する手立てがないのが現状であり、リスクトレードオフ解析のための手法開発およびリスクトレードオフ評価の実行が望まれる。

本評価書の目的は、金属の様々な用途の中で、はんだに使用される合金成分の物質代替に伴うヒト健康リスクおよび生態リスクのトレードオフ評価を実施すること、および経済的考察を行って、トータルでのリスク削減の望ましい方策を示すことである。そのためには、特に代替物質に欠如している暴露、有害性情報をモデル推論で補完するとともに、被代替物質と代替物質のリスクを同一尺度で科学的・定量的に比較する必要がある。欧州 RoHS 指令によって鉛等の金属の代替が進んでいるが、被代替物質と代替物質との間でリスクトレードオフが発生していないかどうかを確認する必要がある。

そこで、電気電子製品等の基板に使用されるはんだ合金を対象に、鉛はんだと鉛フリーはんだとのリスクトレードオフ評価を実施した。

２．排出量推定

2.1　はんだ実装量の推定

本研究では、はんだ製品に用いられる Pb、Cu、Ag、Sn の 4 金属を解析対象とした。解析年度は 2000 年、2010 年、2020 年の 3 カ年とし、経年的変化を見ることを目的として解析を行った。各年において鉛はんだ（Sn-Pb 系）の代替がない場合（代替なしシナリオ）と鉛フリーはんだ（Sn-Ag-Cu 系）への代替が完了する場合（代替ありシナリオ）の二つのシナリオを設定した。生産（金属製錬と鉛はんだ製造)、加工（はんだ実装)、最終製品使用、廃棄（リサイクル、焼却、埋立）の 4 段階のライフサイクルを対象とした。鉛はんだおよび鉛フリーはんだのマテリアルフロー分析結果（布施ら、2011）にもとづき、ライフサイクルの各段階で投入金属量から環境中への金属排出量を推定した。図 1 にマテリアルフロー解析によるはんだ実装量推定結果を示す。左が代替なしシナリオ、右が代替ありシナリオの実装量であり、2000 年から 2020 年にかけてはんだ実装量は経年的に減少していくが、2010 年以降の鉛フリーはんだへの代替を直線回帰としたため、鉛はんだは 2013 年頃に実質量ゼロとなっている。

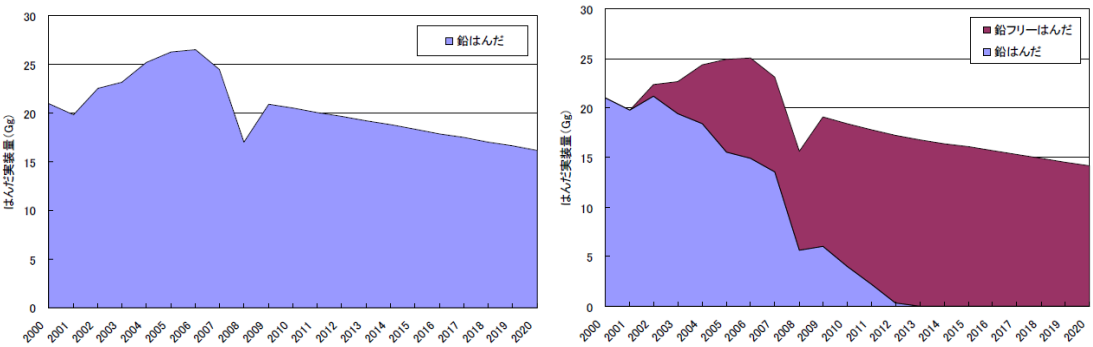


図１　マテリアルフロー解析によるはんだ実装量推定結果
（左）代替なしシナリオ　（右）代替ありシナリオ

2.2　排出係数の設定と排出量推定

排出係数はライフサイクルの各段階で金属別に設定した。生産段階では金属製錬とはんだ製造の排出係数を設定した。まず金属製錬において、各金属の生産量と PRTR 排出量データにもとづいて排出係数を設定した。次に、はんだ製造段階とはんだ実装段階からの排出については、金属の排出シナリオ文書で求めた金属製錬時の元素の蒸気圧と排出係数の関係を用いて、操業温度での 4 金属の揮散率を推定し、集塵効率を考慮して大気排出係数を求めた。水域排出係数は操業状況に合わせて設定した。最終製品使用段階からは排出されないと仮定した。廃棄物焼却段階からの大気排出係数および埋立処分場からの水域排出係数については、金属の排出シナリオ文書の方法をもとに、4 金属の排出係数を設定した。

表１に大気排出係数、表２に水域排出係数を示す。シナリオ別の排出量推定結果として、図２に金属別の排出量、図３にライフサイクル別の排出量を示す。

図２から、大気排出量については、代替が行われない状態でも、経年的には Pb および Sn の排出量は徐々に減少すると推定された。鉛はんだを用いた製品の市中ストックの変化は生産・加工量よりも数年遅れて推移するため、代替ありシナリオでも Pb および Sn の排出量は 2020 年にも 1～2t 程度あると推定された。一方、水域排出量については、Pb と Sn だけでなく Ag の排出が新たに加わると推定された。図３から、製錬・はんだ製造・廃棄の各段階から排出され、特に大気排出量では焼却の寄与が大きく、水域排出量では製錬と廃棄物埋立の寄与が大きいことがわかる。

表１　ライフサイクル各段階における大気排出係数

工程		Pb	Sn	Cu	Ag
生産	製錬	2.3×10^{-5}	0	3.3×10^{-6}	9.6×10^{-6}
	鉛はんだ製造	1.7×10^{-5}	1.2×10^{-5}	0	0
	鉛フリーはんだ製造	0	1.3×10^{-5}	1.2×10^{-5}	1.5×10^{-5}
加工	鉛はんだ実装	3.0×10^{-4}	2.1×10^{-4}	0	0
	鉛フリーはんだ実装	0	2.3×10^{-4}	2.5×10^{-4}	2.1×10^{-4}
使用		0	0	0	0
廃棄	リサイクル	0	0	0	0
	一般廃棄物焼却	4.6×10^{-4}	5.5×10^{-4}	3.6×10^{-4}	1.5×10^{-4}
	産業廃棄物焼却	2.3×10^{-3}	2.8×10^{-3}	1.8×10^{-3}	7.5×10^{-4}
	埋立	0	0	0	0

表２　ライフサイクル各段階における水域排出係数

工程		Pb	Sn	Ag	Cu
生産	製錬	1.2×10^{-7}	0	7.4×10^{-3}	1.4×10^{-5}
	鉛はんだ製造	2.2×10^{-6}	1.5×10^{-6}	0	0
	鉛フリーはんだ製造	0	1.7×10^{-6}	1.8×10^{-6}	1.5×10^{-6}
加工	実装	0	0	0	0
使用		0	0	0	0
廃棄	リサイクル	0	0	0	0
	一般廃棄物焼却	0	0	0	0
	産業廃棄物焼却	0	0	0	0
	埋立	1.0×10^{-3}	1.0×10^{-3}	1.0×10^{-3}	1.0×10^{-3}

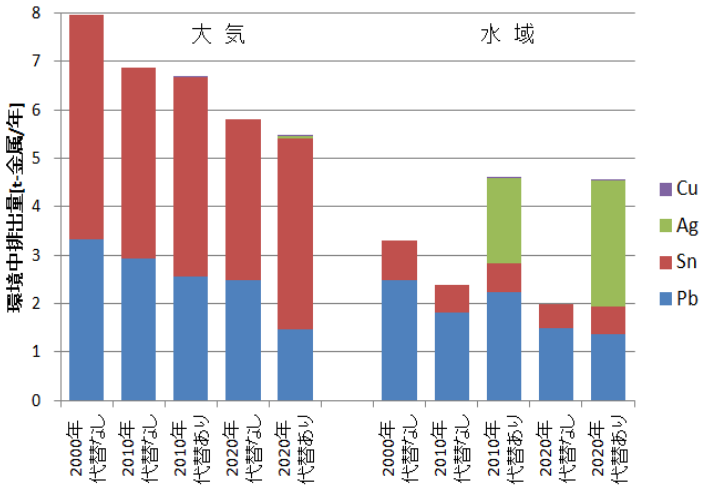


図２　シナリオ別金属別の環境中への排出量推定結果

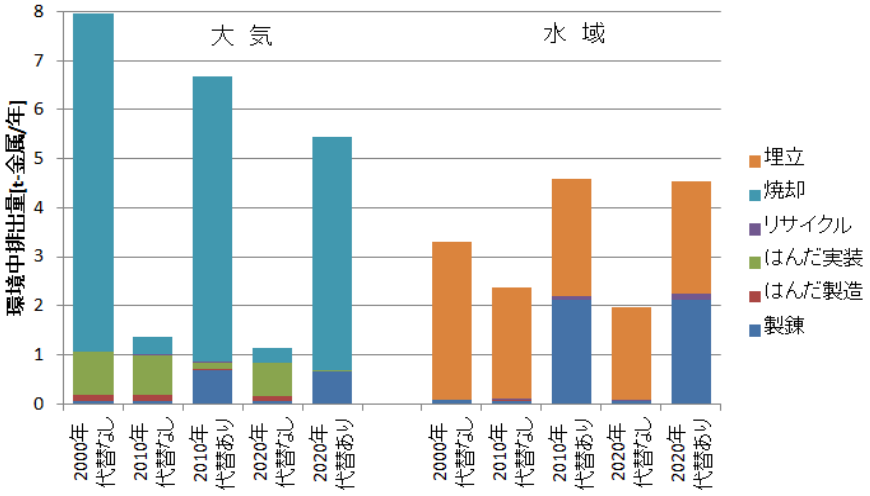


図３　シナリオ別ライフサイクル別の環境中への排出量推定結果

３．暴露解析

3.1　大気中濃度推定

AIST-ADMER を用いて日本国内 11 地域（北海道、東北、北陸、関東、中部、東海、近畿、中国、四国、九州、沖縄）における各金属の大気中濃度と全沈着量の推定を行った。気象は 2005 年の AMeDAS データとし、各金属の入力パラメータを次のように設定した。乾性沈着速度は国内実測値（Sakata and Marumoto、2004）あるいはストークス式による推定値を用いた。洗浄比は、Cu と Pb については海外実測値（Poster and Baker、1994）にもとづき、金属元素と水との結合強度（イオン性）と洗浄比の関係性を求めた。その上でデータのない Sn、Ag の洗浄比をグラフの直線関係から推定した。解析に用いた物理パラメータを表３に示す。

表３　ADMER 解析に用いた物理パラメータ

物性パラメータ	単位	Pb	Sn	Cu	Ag
分解速度定数	[1/sec]	0	0	0	0
洗浄比	[-]	6.4×10^{4}	1.5×10^{5}	1.3×10^{5}	9.5×10^{4}
乾性沈着速度	[m/sec]	7.3×10^{-3}	4.3×10^{-3}	1.9×10^{-2}	6.2×10^{-3}
バックグラウンド濃度	[ng/m3]	0	0	0	0

ADMER 解析においては、ライフサイクル各段階における各金属の推定排出量を表４に示す配分指標に基づいて配分した。ただし、製錬、はんだ製造（関東）、廃棄物焼却各段階における排出量は、事業所の点源情報に基づいて発生源を指定した。はんだ製造（関東以外）、はんだ実装における排出量は、2003 年度工業統計出荷額に基づき 5 km×5 km グリッドに配分した。

解析は、2000 年、2010 年、2020 年の 3 カ年において各金属別・シナリオ別に行った。ただし 2000 年は代替がまだ行われていないため、代替なし・代替ありともに同じシナリオ設定である。

表４　各金属排出量に対する配分指標

工程	関東地域	それ以外の地域
製錬	事業所点源	
はんだ製造	事業所点源	H15年工業統計出荷額 ・金属製品製造業
はんだ実装	H15年工業統計出荷額 ・金属製品製造業 ・一般機械器具製造業 ・電気機械器具製造業 ・情報通信・機械器具製造業 ・電子部品・デバイス製造業 ・輸送用機械器具製造業 ・精密機械器具製造業	
一般廃棄物焼却	焼却施設点源	
産業廃棄物焼却	一般廃棄物焼却と同様	

図４に 2000 年、2010 年、2020 年におけるシナリオ別各金属の大気中濃度全国平均値の経年変化を示す。Pb の場合、代替なしシナリオにおける大気中濃度の減少幅が 25%程度であるのに対し、代替を行うことで 80%以上の低減効果が見込まれる。一方、Sn では代替を行うことで大気中濃度が増加する。これは、鉛フリーはんだ組成の Sn 比率が高いことが排出量に反映されている。

各地域別の大気中濃度推定結果を図５に示す。Pb について代替前後を比較すると、代替なしの場合、関東、東海、近畿の 3 地域で各金属濃度が高い傾向にあることがわかる。代替を行うことでこれらの地域で顕著に Pb の大気中濃度が下がると推定された。一方で Sn でも同様に関東、東海、近畿の 3 地域で大気中 Sn 濃度が高いと推定され、代替することで特に東海地域の大気中 Sn 濃度が上昇する。これは加工（はんだ実装）段階における金属製品製造業や輸送用機械器具製造業の寄与が原因として考えられる。Cu および Ag では大気中濃度の増加が見られたが、絶対量としては微量であった。

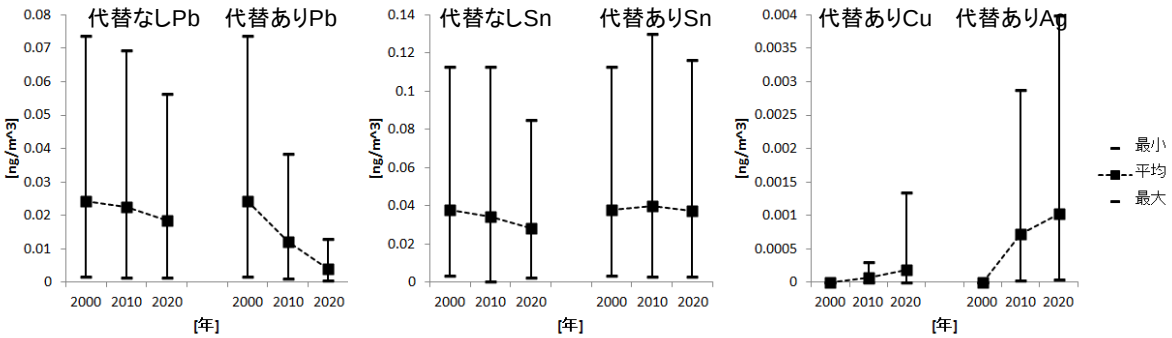


図４　ADMER 解析結果　シナリオ別各金属の大気中濃度の経年変化（全国平均値）

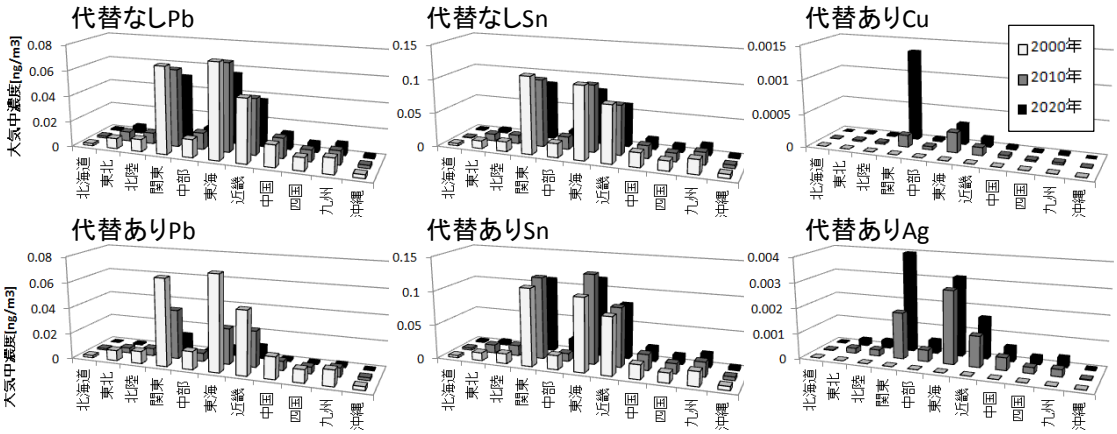


図５　ADMER 解析結果　シナリオ別各金属の大気中濃度の経年変化（地域別）

3.2　水中濃度推定

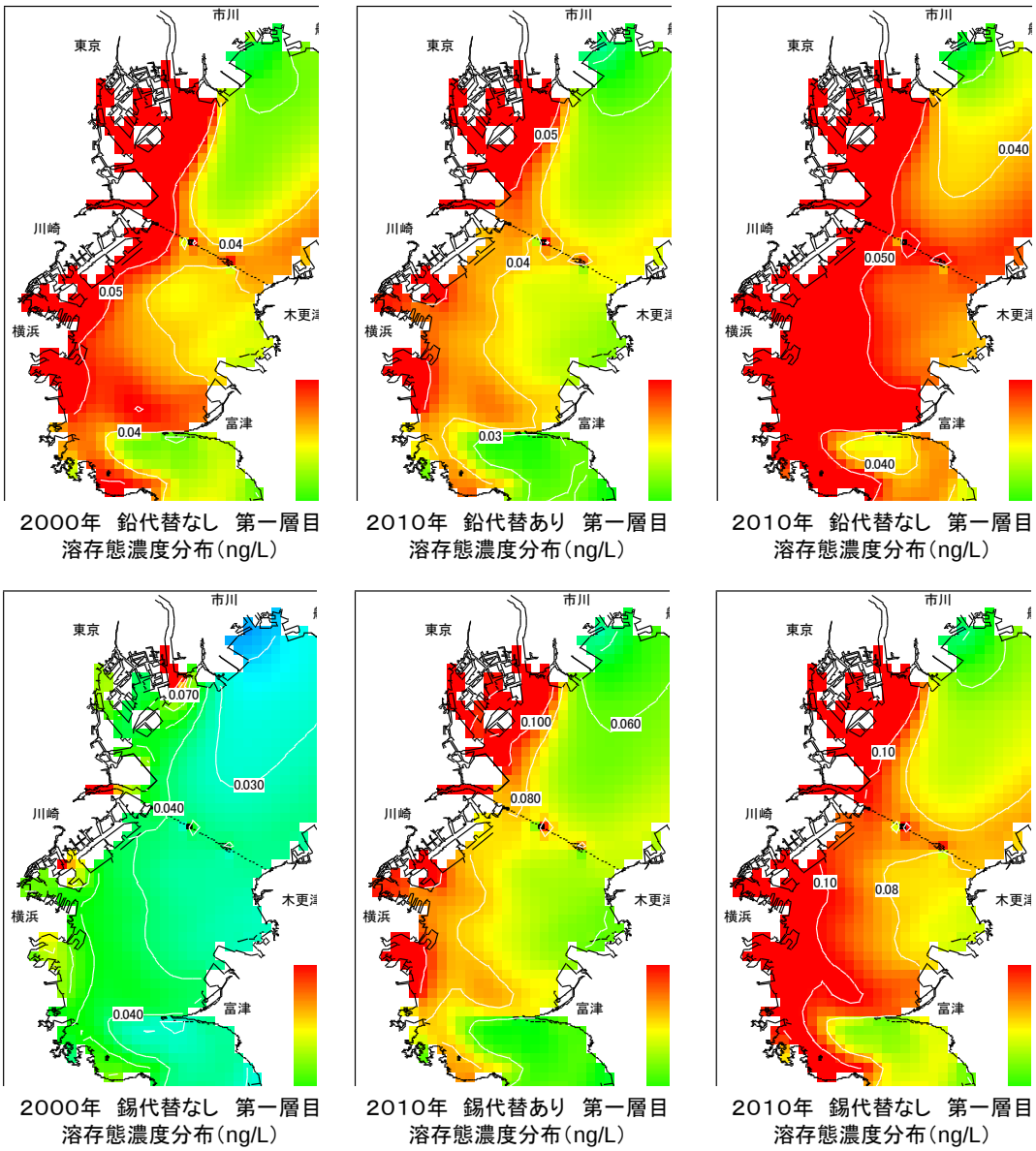
前節の水域排出量推定結果および AIST-ADMER による大気沈着量推定結果を AIST-SHANEL に入力して、関東７水系について河川水中金属濃度を以下に推定した。また、合わせて東京湾の海水中金属濃度を沿岸生態リスク評価モデル（AIST-RAMTB）を用いて推定した。

AIST-SHANEL の計算結果を表５に示す。

表５　対象水系別の水中濃度推定結果

						単位:μ g/L	
	久慈川	那珂川	利根川	荒川	多摩川	鶴見川	相模川
2000Pb_N	0.00074	0.00221	0.00410	0.01004	0.01139	0.01649	0.00519
2000Sn_N	0.00094	0.00282	0.00536	0.01377	0.01561	0.02370	0.00709
2010Pb_N	0.00132	0.00290	0.00591	0.01543	0.01676	0.02810	0.00863
2010Sn_N	0.00187	0.00423	0.00906	0.02509	0.02698	0.04814	0.01363
2010Pb_A	0.00059	0.00149	0.00363	0.00907	0.00889	0.01780	0.00441
2010Sn_A	0.00135	0.00228	0.00589	0.01667	0.01671	0.03574	0.00813
2010Ag_A	0.00006	0.00013	0.00023	0.00056	0.00064	0.00086	0.00035
2010Cu_A	0.00002	0.00003	0.00006	0.00014	0.00017	0.00019	0.00009

AIST-RAMTB を用いて、生物への蓄積量推定に重要となる海水中重金属濃度を推定した。対象海域は東京湾とし、海域への負荷量は大気と河川からを設定した 。大気は AIST-ADMER による 5km メッシュデータを 1km メッシュデータに補間して入力し、河川は AIST-SHANEL による中川、江戸川、江戸川放水路、隅田川、荒川、多摩川、鶴見川の河口域の溶存態濃度から負荷量を算出した。その結果を図６に示す。



2000年　鉛代替なし　第一層目
溶存態濃度分布(ng/L)

2010年　鉛代替あり　第一層目
溶存態濃度分布(ng/L)

2010年　鉛代替なし　第一層目
溶存態濃度分布(ng/L)

2000年　錫代替なし　第一層目
溶存態濃度分布(ng/L)

2010年　錫代替あり　第一層目
溶存態濃度分布(ng/L)

2010年　錫代替なし　第一層目
溶存態濃度分布(ng/L)

図６　海域における重金属環境濃度推定結果

3.3　ヒト摂取量推定

AIST-ADMER で計算した大気沈着量（湿性および乾性沈着量の和）について、表層から 20 cm にある土壌に均一に混合すると仮定し、土壌空隙率を 0.5 [-]、土壌の粒子密度を 2.5 [g/cm^3] として土壌中濃度増分に換算した。さらに、土壌中濃度増分に対して設定した移行係数を乗じて、コメ、コメ以外の農作物、飼料、牛肉、牛乳等の食品中濃度はんだ寄与分を得た。濃度寄与分は 5 km メッシュごとに推定した。そして、各食品の生産量を加味して、コメ、コメ以外の農作物、飼料、牛肉、牛乳のヒトへの暴露量を推定した。また、AIST-RAMTB から求めた魚類中濃度データからヒト暴露量を推定するとともに、AIST-ADMER の大気中濃度結果をもとに、ヒトの大気吸入による摂取量も合わせて推定した。その結果をまとめたものを図７と図８に示す。その結果、日常の摂取に対して１万分の１（鉛）～100 万分の１（スズ、銀、銅）のレベルとなり、葉菜は鉛の寄与、牛肉はスズの寄与が大であった。

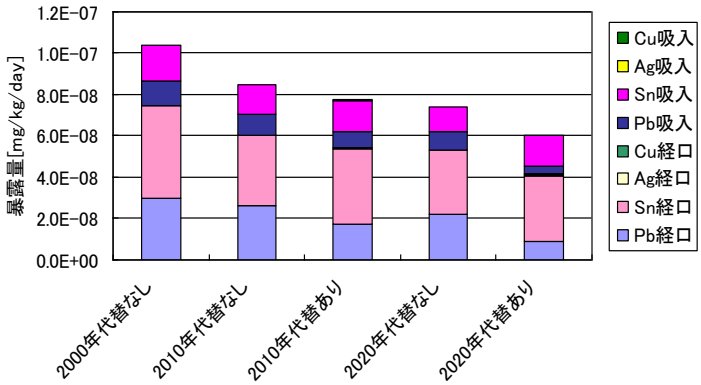


図７　シナリオごとのヒト摂取量（関東・男性の平均値）

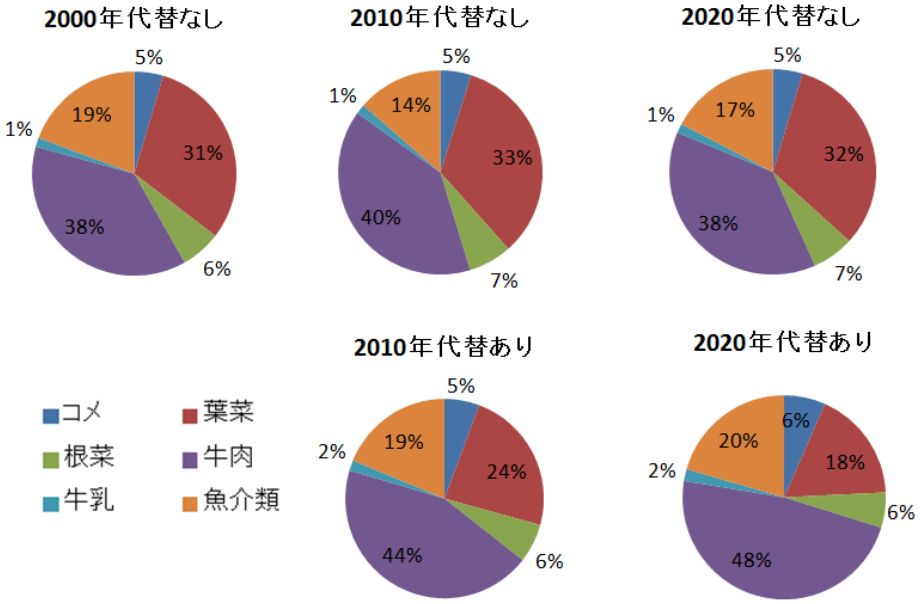


図８　経口暴露量の食品群別内訳（４つの金属の合計）

４．ヒト健康影響とトレードオフ評価

対象となる金属（鉛、銀、スズ、銅）についてヒトで観察された症状（疫学調査、中毒事例）をまとめ、ラットとマウスを用いた反復投与試験で観察された NOAEL および LOAEL を整理した。鉛を除き、疫学データは限られているため、動物試験のデータに基づき、エンドポイント臓器ごとの NOAEL/LOAEL の相対値に基づく推論アルゴリズムによる評価を行い、参照物質（腎臓影響：カドミウム、肝臓影響：塩ビモノマー）でのヒトでの用量反応関係式と、各エンドポイントの相対 NOEL 値（中央値）から、上記物質の用量反応関係を導いた結果を図９に示す。

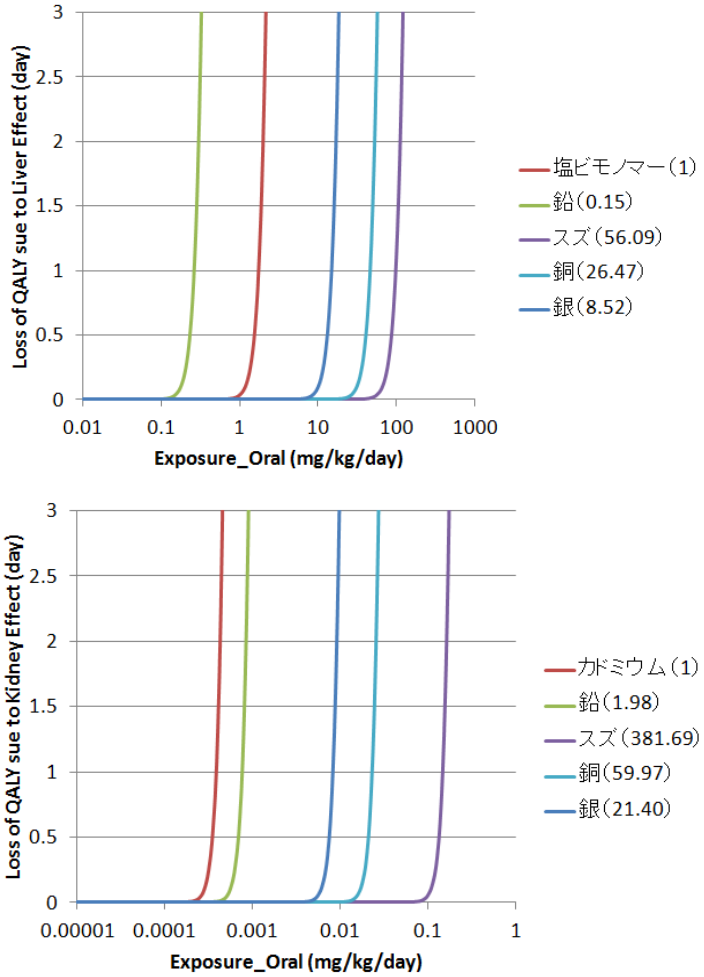


図９　４金属の用量反応関係の推定結果
（左図：肝臓影響、右図：腎臓影響、凡例の括弧内は、参照物質の NOEL を１とした時の各金属の NOEL の相対値）

前節の暴露量を各金属のベースライン摂取量から 1%増加させて損失 QALY 増加を調べ、増加分を１μg/kg/日あたりに換算した。暴露量の増減を損失 QALY の増減に換算するためのファクタを求めたところ、表６のような結果になった。この結果をもとに、はんだ代替の有無による損失 QALY を経口経路と吸入経路でそれぞれ算出した結果を表７に示す。

表６　各金属の１μg/kg/日　暴露量変化あたりの損失 QALY 推定結果

金属	ベースライン暴露量 (mg/kg/day)	スロープファクタ 1μg/kg/日　暴露量変化あたりの損失 QALY (日)			
		経口経路		吸入経路	
		肝臓	腎臓	肝臓	腎臓
銅	0.02	2.86×10^{-54}	1.30×10^{-01}	1.04×10^{-13}	6.00×10^{-05}
スズ	0.013	1.47×10^{-68}	1.38×10^{-14}	7.55×10^{-26}	1.62×10^{-16}
銀	0.00012	1.37×10^{-107}	1.92×10^{-28}	2.27×10^{-60}	1.08×10^{-54}
鉛	0.00072	7.33×10^{-34}	5.28×10^{0}	1.48×10^{-08}	3.06×10^{-01}

表７　シナリオ別の損失 QALY 推定結果（上：経口経路、下：吸入経路）

損失 QALY (日)	2000 年	2010 年		2020 年	
		代替なし	代替あり	代替なし	代替あり
鉛 (肝臓)	2.2×10^{-41}	1.9×10^{-41}	1.3×10^{-41}	1.6×10^{-41}	6.8×10^{-42}
鉛 (腎臓)	1.6×10^{-07}	1.4×10^{-07}	4.8×10^{-08}	8.2×10^{-08}	2.5×10^{-08}
スズ (肝臓)	6.2×10^{-76}	4.6×10^{-76}	5.1×10^{-76}	4.3×10^{-76}	5.0×10^{-76}
スズ (腎臓)	5.8×10^{-22}	4.6×10^{-22}	2.2×10^{-22}	4.3×10^{-22}	2.2×10^{-22}
銀 (肝臓)	-	-	2.7×10^{-117}	-	7.3×10^{-117}
銀 (腎臓)	-	-	1.8×10^{-38}	-	5.0×10^{-38}
銅 (肝臓)	-	-	1.0×10^{-64}	-	3.9×10^{-64}
銅 (腎臓)	-	-	2.3×10^{-12}	-	8.5×10^{-12}
合計	1.6×10^{-07} <<0.001	1.4×10^{-07} <<0.001	4.8×10^{-08} <<0.001	8.2×10^{-08} <<0.001	2.5×10^{-08} <<0.001

損失 QALY (日)	2000 年	2010 年		2020 年	
		代替なし	代替あり	代替なし	代替あり
鉛 (肝臓)	2.0×10^{-16}	1.7×10^{-16}	1.3×10^{-16}	1.5×10^{-16}	6.7×10^{-17}
鉛 (腎臓)	4.1×10^{-09}	3.5×10^{-09}	2.7×10^{-09}	3.0×10^{-09}	1.4×10^{-09}
スズ (肝臓)	1.4×10^{-33}	1.2×10^{-33}	1.2×10^{-33}	1.0×10^{-33}	1.2×10^{-33}
スズ (腎臓)	3.1×10^{-24}	2.6×10^{-24}	2.7×10^{-24}	2.2×10^{-24}	2.5×10^{-24}
銀 (肝臓)	-	-	1.5×10^{-70}	-	4.5×10^{-70}
銀 (腎臓)	-	-	7.1×10^{-65}	-	2.2×10^{-64}
銅 (肝臓)	-	-	2.4×10^{-25}	-	8.9×10^{-25}
銅 (腎臓)	-	-	1.4×10^{-16}	-	5.2×10^{-16}
合計	4.1×10^{-09} <<0.001	3.5×10^{-09} <<0.001	2.7×10^{-09} <<0.001	3.0×10^{-09} <<0.001	1.4×10^{-09} <<0.001

５．生態毒性とリスクトレードオフ評価

金属の生態リスクトレードオフ評価では、種の感受性分布(SSD)を用いて、影響を受ける種の割合(PAF: Potentially Affected Fraction)を指標としてリスクの定量化を行った。

金属の生態毒性試験データは比較的多く存在している。しかし、金属の毒性値は水質により変化することが知られているため、リスク比較のためには、異なる条件下で得られた毒性試験データを評価対象となる水環境の水質条件に合うように補正し、同一条件下で評価する必要がある。手法開発では、金属類の生態リスクを同一条件下で評価し、比較するための手法開発（生物利用性を考慮した金属類のリスク評価手法開発）を行った。本トレードオフ評価では、鉛、錫、銅、銀について生物利用性を考慮しない SSD を用いてスクリーニング評価を行った。それから、鉛と銅について、生物利用性を考慮した SSD を用いてリスクの定量化を試みた。

５．１　金属の種の感受性分布

各金属のスクリーニング評価に用いた生物利用性を考慮せずに作成したSSDを図10に示す。この SSD より算出した HC5 の値[μg/L]は、銀: 0.19、銅:3.35、鉛: 9.63、錫: 4.28 であった。鉛と銅について生物利用性を考慮して作成した SSD を図 12 に示す。ここで、水質は、硬度 50 mg/L、pH 7、DOC 1mg/L を仮定している。この SSD より算出した HC5[μg/L]は、銅:1.91、鉛:4.18 であった。

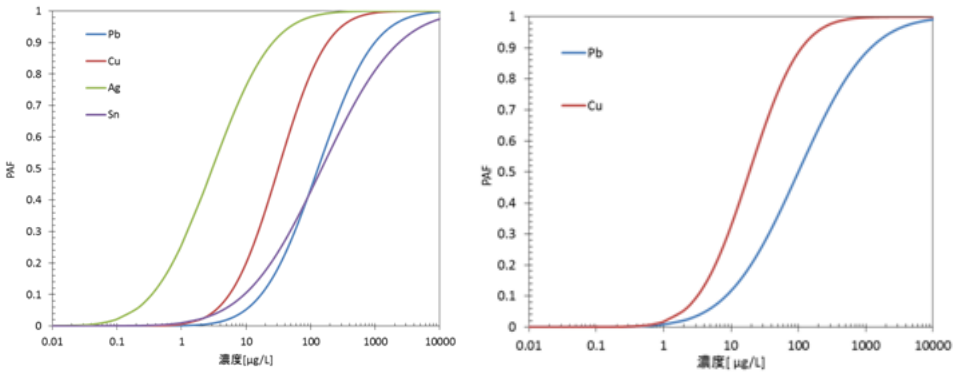


図 10　各金属の SSD

（左：水質補正なし、右：水質補正あり、硬度 50 mg/L、pH 7、DOC 1 mg/L を仮定）

５．２　各シナリオにおける金属の生態リスク

構築した金属の SSD を用いて、想定したシナリオにおける金属の生態リスクを算出した。2000 年における各河川の最高濃度地点における各金属の濃度が HC_5 相当と仮定して、リスクの変化分を求めた。利根川の結果を図 11 に示す。

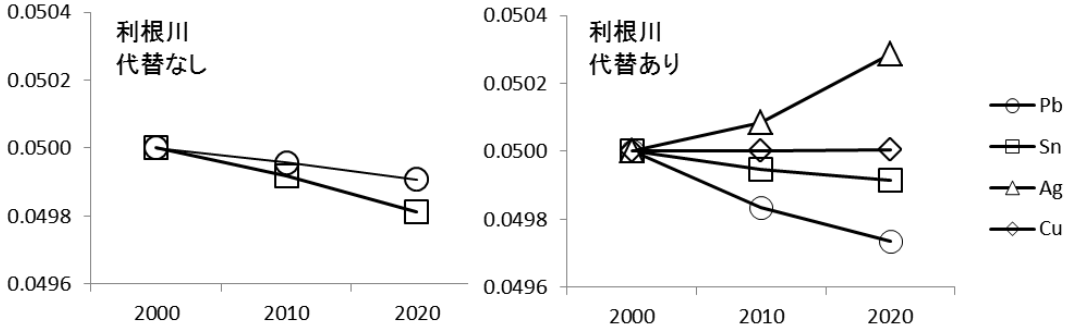


図 11　利根川におけるリスクの経年変化　2000 年における各金属の濃度を HC5 と仮定した

利根川の最高濃度地点の各金属の濃度を HC5 と仮定した場合、リスクの変化を経年的にみると、代替なしでは、鉛と銀のリスクは 10^{-2} %オーダーで減少した。代替ありの仮定では、鉛と錫のリスクが減少傾向を、銀のリスクが上昇傾向を示した。銅についてはほとんど変化がなかった。最高濃度地点の各金属濃度を HC5 と仮定した場合、各金属の生態リスクの変化はすべての河川において最大で 10^{-2} %オーダー程度であった。鉛のモニタリングデータをみると、各河川で検出されている鉛濃度は大半が HC5 より低い値であり、最大でも HC5 程度である。すなわち、対象とした河川における鉛の生態リスクは懸念レベルではないと予想される。電気電子製品等の基板に使用するはんだ合金を鉛はんだから鉛フリーはんだに代替しても、本解析において対象とした河川では、生態リスクの変化は極めて小さいと考えられた。

６．経済分析

鉛はんだから鉛フリーはんだに代替した場合の費用効果分析を、2020 年の代替ありシナリオについて行った。

費用については、はんだの価格上昇によるはんだ購入費の年あたり増分と、はんだ実装装置を操業温度の高い鉛フリーはんだ用に更新するための設備更新費用を、以下の式を用いて推定した。

$$C_A = C_I \times \frac{r}{1-(1+r)^{-n}} + C_Y$$

ただし、C_I は設備投資費、r は割引率で 0.03、n は耐用年数で 15 年、C_Y は運転費用、C_A は年あたり費用であり、運転費用は不変と仮定した。その全国レベルでの推定結果を表８に示す。

一方、効果については、はんだ代替によるリスク低減効果を QALY で計算した。その結果を表９に示す。

表８　はんだ代替による費用増加分推定

シナリオ	はんだ	使用量 ［t/年］	単価 ［円/kg］	費用 ［億円/年］
代替なし 2020 年	鉛はんだ	18,483	1800	332.7
	鉛はんだリサイクル	3,466	-900	-31.2
代替あり 2020 年	鉛フリーはんだ	16,173	5500	889.5
	鉛フリーはんだリサイクル	3,032	-2750	-83.4
シナリオ	追加設備	数量 ［台］	単価 ［千円/台］	費用 ［億円/年］
代替なし 2020 年	―			0
代替あり 2020 年	鉛フリーはんだ槽追加	8,985	15,000	112.9
⊿C				1220.5

表９　はんだ代替によるリスク低減効果推定

シナリオ	リスク ［日/人/生涯］
代替なし	3.4×10^{-4}
代替あり	1.4×10^{-4}
⊿E (年/人口/年)	1.1

以上から、QALY1 年獲得費用は⊿C/⊿E＝1.1×10^{3} 億円/年となり、物質代替による費用対効果が極めて悪い結果となった。欧州 RoHS 指令のようなハザードベースの代替物選択を行うことによる効果は若干のリスク低減のみで、国内全体としては費用損失が極めて大きい懸念があることを示した。

参考文献

Andrae, A.S.G (2010) Global Life Cycle Impact Assessments of Materials Shifts, The Example of a Lead-free Electronics Industry, Springer, pp.104-105.

布施正暁、恒見清孝 (2011) 鉛フリーはんだ代替がマテリアルフローに与える影響、第 22 回廃棄物資源循環学会研究発表会，講演要旨集 CD-ROM ，A6-2、http://www.jstage.jst.go.jp/article/jsmcwm/22/0/35/_pdf/-char/ja/.

日本金属学会編 (1993) 金属データブック、丸善、pp.86-92.

Poster DL and Baker JE (1994) Mechanisms of atmospheric wet deposition of chemical contaminants, In：Atmospheric deposition of contaminants to the great lakes and coastal waters, Baker JE editied, *SETAC Press*, pp.51-72.

Sakata M and Marumoto K (2004) Dry deposition fluxes and deposition velocities of trace metals in the Tokyo metropolitan area measured with a water surface sampler, *Environmental Science and Technology* 38, pp.2190-2197.

中央労働災害防止協会 (2005) 平成 17 年度鉛フリーはんだ関連作業等に係わる化学物質管理マニュアル.