

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31

経済産業省プロジェクト
「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」

電気電子製品等に使用される 金属類の排出シナリオ文書

2012年9月

独立行政法人 産業技術総合研究所 安全科学研究部門
委託元 経済産業省

1	目次
2	
3	1. はじめに
4	1.1 背景
5	1.2 目的
6	1.3 排出量計算方法
7	
8	2. 金属の排出に係る調査
9	2.1 主要な発生源調査
10	2.2 製造段階以降における排出量調査
11	2.3 まとめ
12	
13	3. 金属製錬段階の排出
14	3.1 製錬段階の概要
15	3.2 製錬段階での排出状況
16	3.3 国内外の製錬所の操業状況からみた排出係数の比較
17	3.4 製錬段階での排出係数
18	3.4.1 精鉱の金属含有率調査
19	3.4.2 各製錬所における排出係数の計算
20	3.4.3 様々な金属元素の排出係数推定
21	
22	4. 廃棄処理段階の排出
23	4.1 金属の大気排出に係る集塵効率
24	4.2 炉からの揮散率
25	4.2.1 金属製錬
26	4.2.2 廃棄物焼却
27	4.2.3 ボイラー
28	4.3 金属元素の排出係数設定
29	4.3.1 金属製錬
30	4.3.2 廃棄物焼却
31	4.3.3 ボイラー
32	
33	参考文献
34	
35	

1 1. はじめに

2 1.1 背景

3 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及び理事会指令
4 (Restriction of Hazardous Substances; RoHS) で、鉛、カドミウム、水銀、六価クロムなどの金属の
5 製品中への使用制限が 2006 年 7 月 1 日に施行された。この指令などによって、使用禁止物質に対
6 する物質代替による対応が企業に求められ、有害性や暴露情報の少ない化学物質への代替が進ん
7 できている。しかし、それらの代替物質のリスクの程度は不明であり、被代替物質と代替物質と
8 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
9 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、
10 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
11 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
12 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。

13 そこで、本排出シナリオ文書 (ESD) では、電気電子製品などのライフサイクル全体からの排
14 出量を推定するために、主要な発生源からの排出係数を設定することを目的とする。

15 既存の金属に係る排出シナリオ文書は、金属製錬や電力エネルギー生産などを対象として生産
16 量あたりの排出係数を設定しており、金属やエネルギー生産量にもとづく排出係数を設定するに
17 は非常に役に立つ文書である。しかし、既存の排出シナリオ文書は、排ガスの測定データをもと
18 にした経験的なデータに頼っていること、鉱石、石炭や石油などに含まれる金属を入力値とする
19 排出係数ではないため、理論的に裏付けされたデータではない。よって、金属の物性を考慮され
20 ていないため、特に金属の廃棄以降については参考になる排出シナリオ文書は存在しない。金属
21 の物質代替に伴うリスクトレードオフ評価を考慮する際に、廃棄以降の重要な排出量について計
22 算することができないため、新たな手法を構築する必要がある。

23

24 1.2 目的

25 そこで、金属に係る発生源調査を実施し、特に金属製錬と廃棄処理段階での排出に焦点をあて
26 て情報を収集して解析を実施した。そして、金属の物性や製錬所の操業条件等にもとづく金属製
27 錬時の排出係数を導出するとともに、金属の物性、廃棄処理施設の操業条件等にもとづく廃棄物
28 処理時の金属の排出量推定式を導出し、十分な情報がなくとも排出量の推定が可能となる排出係
29 数の設定方法を検討した。そして、廃棄処理以降の金属の排出量を推定するための排出シナリオ
30 文書を作成した。

31

32 1.3 排出量計算方法

33 ライフサイクルの各段階における共通の計算方法を以下に示す。ここでは大気への排出量計算
34 式を示す。

35

$$E_{m,i,air} = F_{m,i,air} \times Q_{m,i} \quad (1)$$

$E_{m,i,air}$: ライフサイクル段階 i における金属 m の大気排出量 (ton metal yr⁻¹)

$F_{m,i,air}$: ライフサイクル段階 i における金属 m の大気排出係数 (ton metal emission /ton metal input)

$Q_{m,i}$: ライフサイクル段階 i における金属 m の年間投入量 (ton metal yr⁻¹)

1

2 また、排出係数は以下の式を用いて計算することもできる。炉からの揮発率と後処理効率をパ
3 ラメータとしている。

4

$$F_{m,i,air} = Vp_{f,m} \times (1 - r_{e,m}) \quad (2)$$

$F_{m,i,air}$: ライフサイクル段階 i における金属 m の大気排出係数 (ton metal emission /ton metal input)

$Vp_{f,m}$: 炉 f からの金属 m の揮散率 (—)

$r_{e,m}$: 後処理設備 e における金属 m の後処理効率 (—)

5

6 以上の考え方を基本として、排出係数 F を 2 章以降で設定する。

7

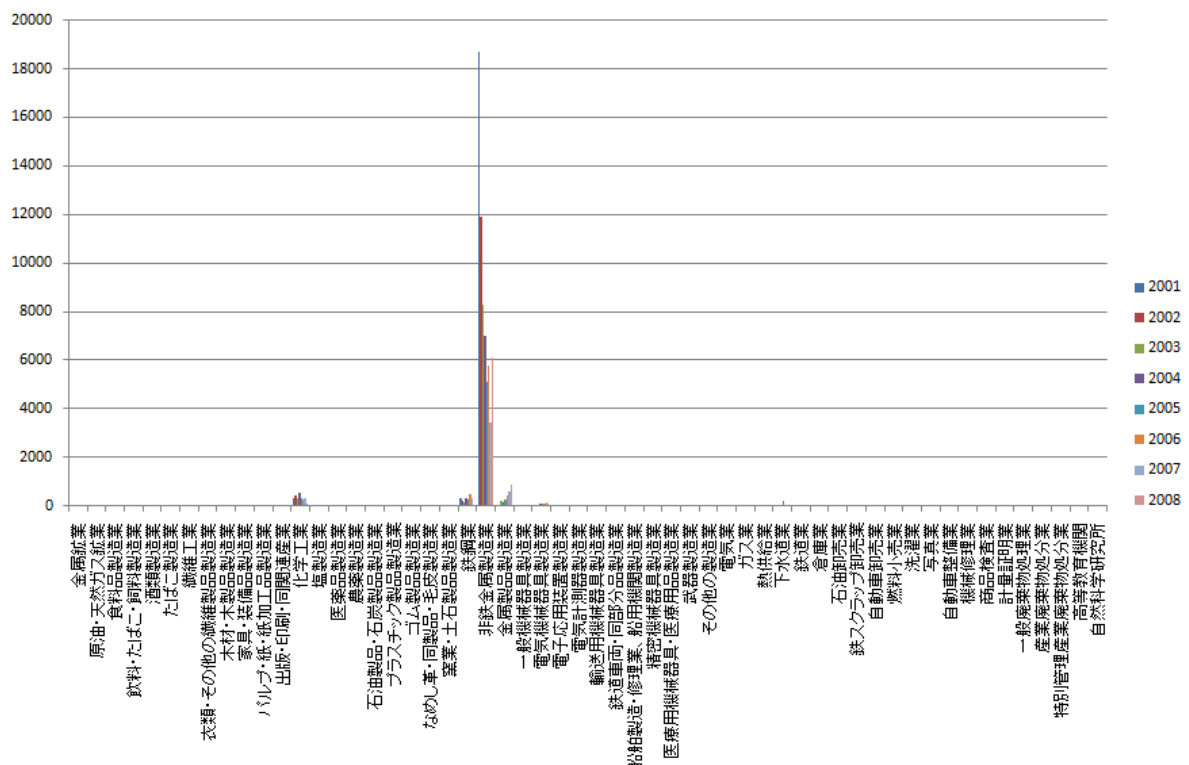
8

1 2. 金属の排出に係る調査

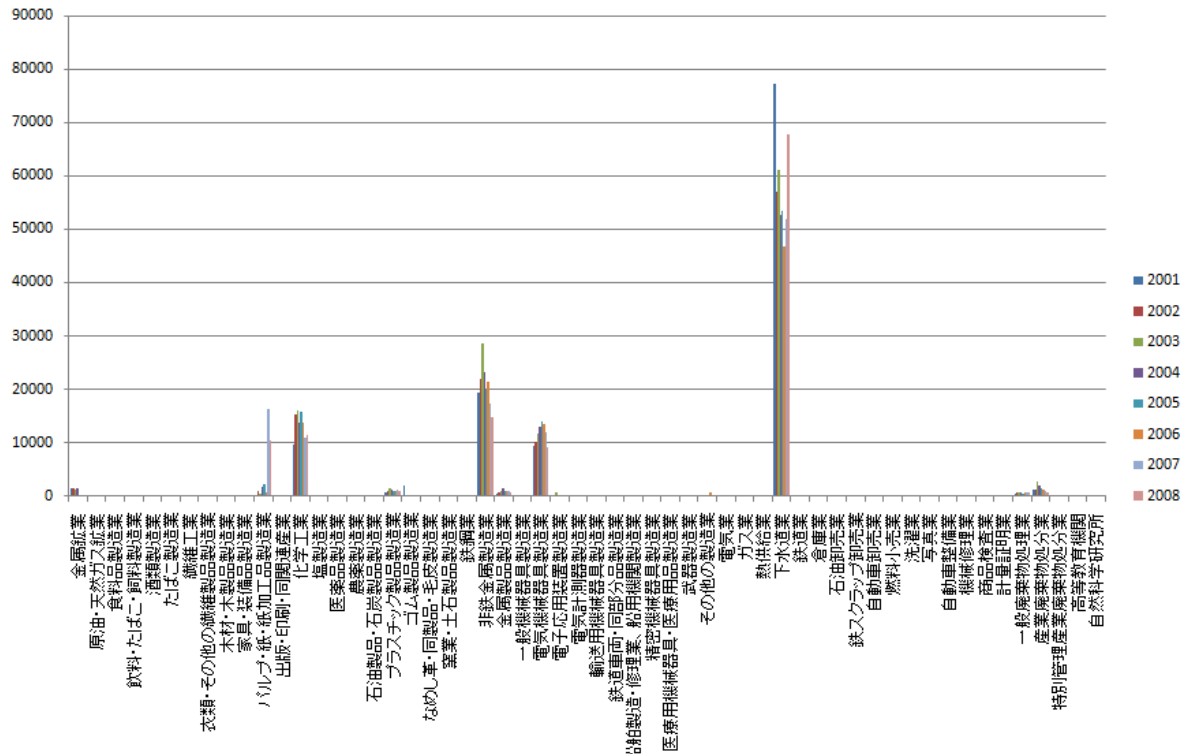
2 2.1 主要な発生源調査

3 日本では化学物質排出把握管理促進法の化学物質排出移動届出制度 (Pollutant Release and
4 Transfer Register; PRTR) の第1種指定化学物質に鉛およびその化合物が指定されており、届出義
5 務の要件を満たす事業所から排出移動量の国への報告がある。そこで、日本国内の PRTR 排出移
6 動量の報告値にもとづいて、様々な金属 (銀, バリウム, カドミウム, 銅, ニッケル, 鉛, アン
7 チモン, スズ, 亜鉛) の業種ごとの大気と水域への排出量データを整理した。結果の一部として、
8 銅と鉛の大気と水域への業種ごとの排出量を図 2.1~図 2.4 に示す。

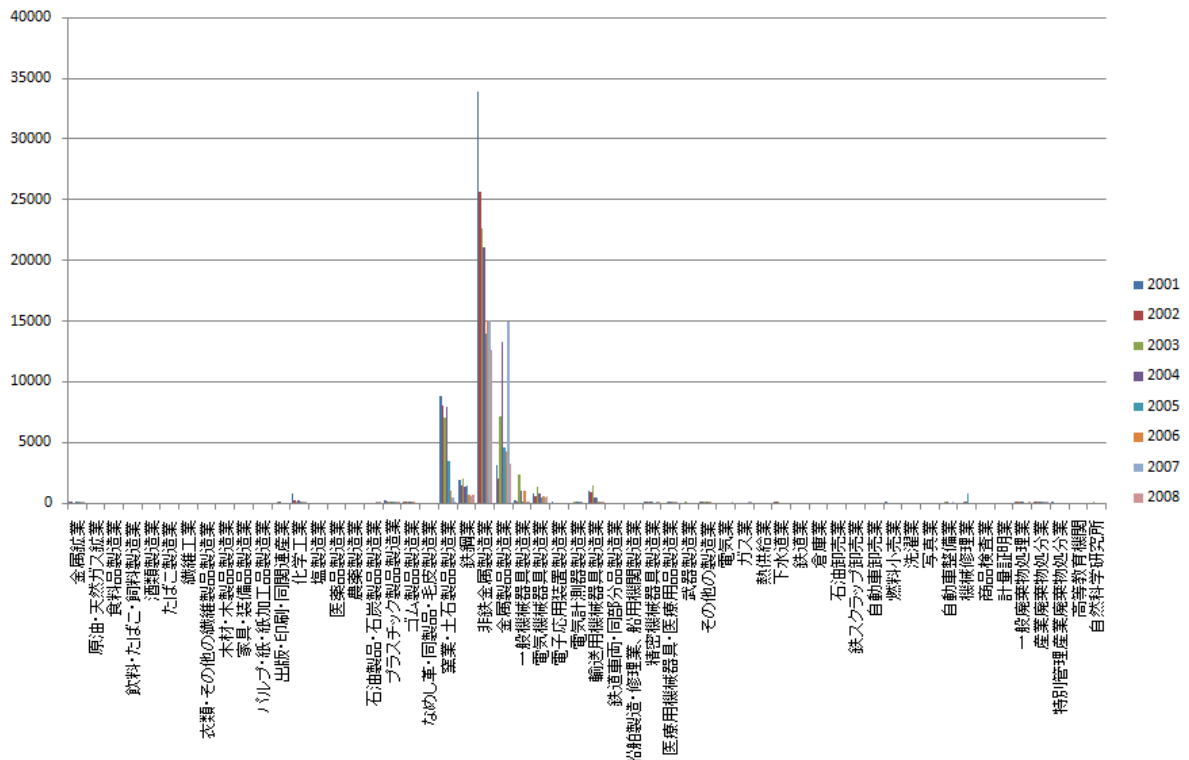
9 この結果、金属の環境中への排出量が大きい発生源は、大気排出については非鉄金属製造業が
10 きわめて大きく、水域排出は非鉄金属製造業と下水道業がきわめて大きいことが明らかになった。
11 ただし、下水道業については様々な中小事業所からの排水の下水道移動に伴う処理分が含まれて
12 おり、工場からの廃水が下水処理場を経由して河川水中に流入していることを考慮すると、図 2.1
13 ~図 2.4 で比較的排出量が高い化学工業, 窯業, 鉄鋼業, 非鉄金属製造業や電気機械器具製造業
14 など多種多様な発生源があると考えられる。



15 図 2.1 PRTR データにもとづいた業種ごとの大気への銅排出量 (2001~2008 年 単位: kg/年)



1
2 図 2.2 PRTR データにもとづいた業種ごとの水域への銅排出量 (2001～2008 年 単位 : kg/年)



4
5 図 2.3 PRTR データにもとづいた業種ごとの大気への鉛排出量 (2001～2008 年 単位 : kg/年)

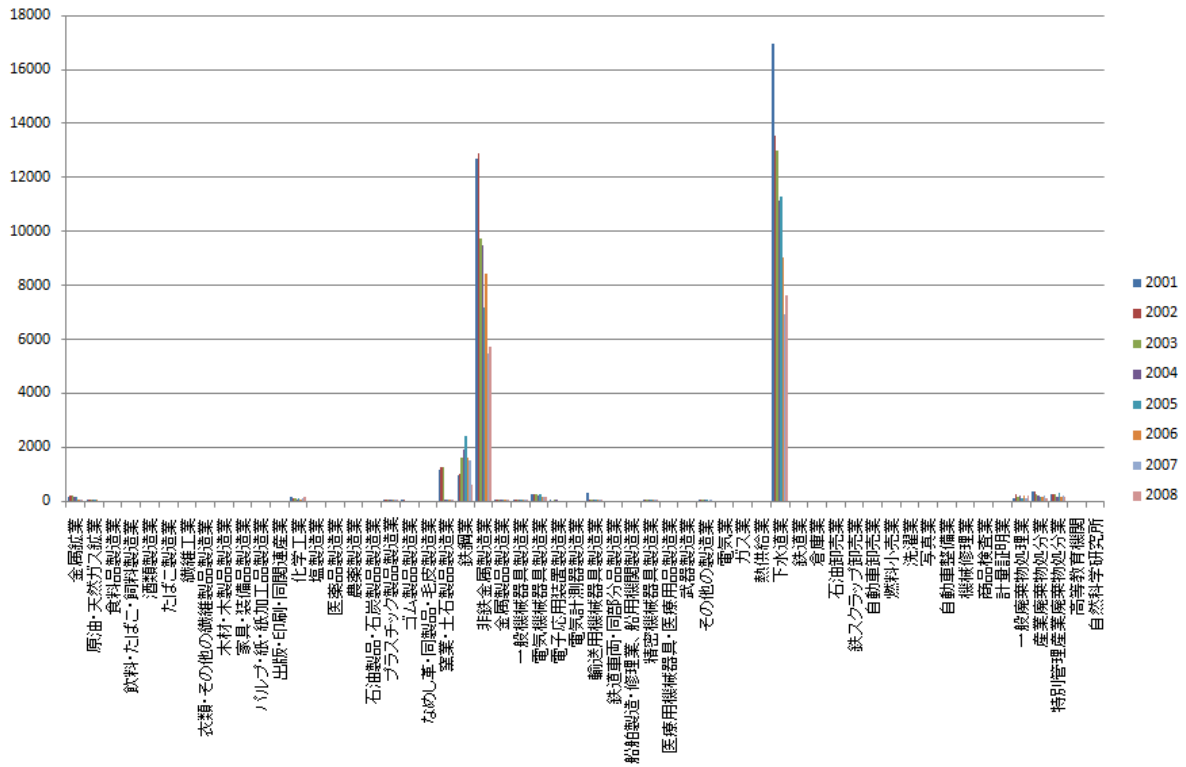


図 2.4 PRTR データにもとづいた業種ごとの水域への鉛排出量 (2001～2008 年 単位 : kg/年)

2.2 製造段階以降における排出量調査

2.1 節では、金属の製造、加工段階における環境中への排出量について解析を行ったが、それ以降の金属ライフサイクル段階からの排出量について本節では検討する。産総研の詳細リスク評価書の中で、金属のマテリアルフローと排出量をまとめたデータを用いて (小林ら, 2006 ; 小野ら, 2008a ; 恒見ら, 2008 ; 小野ら, 2008b), 4 つの金属の各段階からの排出量の割合をそれぞれ求めた。その結果を図 2.5 に示す。

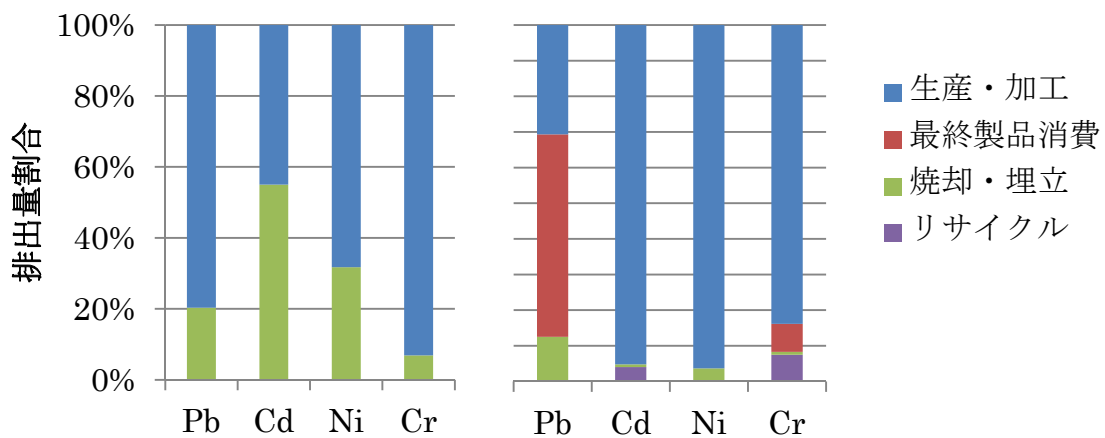


図 2.5 鉛, カドミウム, ニッケル, クロムの環境中への排出量割合

(左 : 大気排出量, 右 : 水域排出量)

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16

その結果、いずれの金属においても生産・加工段階の排出割合が大きい、その次に大きいのが廃棄物の焼却・埋立処理の段階からの排出割合である。鉛とクロムで最終製品消費段階からの水域への排出割合が大きい、その用途のほとんどは塗料の顔料として屋外で使用されるものである。

2.3 まとめ

金属の製造段階では、非鉄金属製造業が金属の大きな発生源であるため、鉄・非鉄製錬事業所に焦点をあてて解析を行う。また、金属の最終製品消費段階については、家電製品等の最終製品の部品に使用される金属を本 ESD では対象にする。そのため、最終製品消費段階での排出の大半を占める塗料の用途については、本 ESD では検討しない。金属の廃棄処理段階については、廃棄物のリサイクル、焼却に焦点を当てる。

1 3. 金属製錬段階の排出

2 3.1 製錬段階の概要

3 鉱山から採掘されたままの鉱石は粗鉱 (crude ore) と呼ばれ、有用鉱物以外に多量の脈石を伴
4 っている。このような粗鉱をいきなり製錬にかけることは技術的にも、また経済的にも不利であ
5 り、不可能な場合もある。そこで選鉱 (ore dressing) で粗鉱から脈石を尾鉱 (tailing) として除き、
6 高品位の精鉱 (concentrate) を回収して、製錬に回している。

7 選鉱で得られた精鉱は、その後、乾燥 (drying)、か焼 (calcination)、ばい焼 (roasting) などを
8 経て製錬に投入される。乾燥では、製錬主工程に用いる良質の熱エネルギー節減などを目的とし
9 て、付着水分が除かれる。か焼では、乾燥よりも高い温度で水酸化物や硫酸塩、炭酸塩などを加
10 熱分解し、化学的に結合している水分やガス成分を取り除く。ばい焼では、次工程に最も都合の
11 よい化学組成に変えることを目的に、硫化物を酸化物などに変える。回転炉 (rotary kiln)、多段
12 ばい焼炉 (multiple hearth roaster) や流動ばい焼炉 (fluidized bed roaster) などの炉の種類がある。

13 その後、高温下で反応の促進と相間の分離をはかる乾式製錬 (pyrometallurgy) が実施される。
14 熔融製錬 (smelting) は、上記の原料を高温の炉内で熔融して製錬し、目的金属を一挙に粗金属に
15 するか、硫化物主体のマット、粗金属に As, Sb などが溶け込んだスパイスなどの中間産物に濃縮
16 し、原料に含まれている不純物をスラグとして分離する。いくつかの方法があるが、マットやス
17 パイスをつくる熔融製錬は Cu, Ni, Co 製錬で行われる。また、粗金属をつくる熔融製錬は、Fe,
18 Pb, Sn, Bi, Sb などの製錬に相当する。

19 乾式製錬の後に電解精製が行われ、粗金属から純度の高い金属が製造される。

20 ばい焼炉などは通常空気を炉内に送入して製錬操作を行うので、多量の排ガス (exhaust gas) を
21 出す。これは煙霧体 (エアロゾル, aerosol) で、ダスト、フューム、ガスからできている。これ
22 らは一括してダストと呼ぶことが多く、有害元素化合物を含むので、集塵操作が行われた後大気
23 に排出される。また、集塵方法が湿式洗浄法の場合は洗浄廃液が発生するので、製錬所周辺の雨
24 水等などすべて集水槽に集めた後、排水処理が行われる。

25

26 3.2 製錬段階での排出状況

27 非鉄精錬における金属の排出状況を把握するために、国内に複数の製錬所が存在する銅製錬、
28 鉛製錬、亜鉛製錬とニッケル製錬を対象に、2005年度の大手製錬事業所の生産量およびPRTRデ
29 ータを調査して、各金属の製錬における排出移動係数データを簡易的に求めた。その際に、各事
30 業所の生産量については、金属の生産量統計データ (JOGMEC, 2005) をもとに各事業所の生産
31 能力 (ILZSG, 2006; 社団法人日本メタル経済研究所, 2006a, 2006b; アルム出版社, 2006) で
32 割り振った。PRTRデータについては各事業所の報告値をそのまま用いた。その結果を表 3.1~表
33 3.4 に示す。

34

35

1 表 3.1 銅一次製錬所における 2005 年度の平均排出係数 (-/Cu 生産量)

金属	大気	水域	土壌	埋め立て	下水道移動	事業所外移動
Cu	3.37×10^{-6}	1.08×10^{-5}	0	1.35×10^{-5}	0	0
Pb	4.16×10^{-6}	4.05×10^{-6}	0	3.87×10^{-3}	0	1.55×10^{-4}
Cd	5.21×10^{-7}	3.02×10^{-7}	0	6.66×10^{-5}	0	5.33×10^{-6}
Ni	3.13×10^{-7}	4.30×10^{-6}	0	2.79×10^{-5}	0	1.81×10^{-5}
Zn	2.33×10^{-6}	1.11×10^{-5}	0	2.20×10^{-9}	0	0
Sb	1.21×10^{-7}	3.09×10^{-7}	0	6.93×10^{-4}	0	4.82×10^{-8}
Ag	7.09×10^{-9}	2.34×10^{-6}	0	6.83×10^{-6}	0	1.70×10^{-8}

2 対象事業所：小坂製錬株式会社小坂製錬所，日鉱製錬株式会社佐賀関製錬所，小名浜製錬株式会社小名浜製錬所，三井金属鉱業
3 株式会社竹原製錬所，日比共同製錬株式会社玉野製錬所，住友金属鉱山東予工場，住友金属鉱山東予工場（西原） 別子/新居
4 浜精銅工場，三菱マテリアル株式会社直島製錬所，株式会社日鉱マテリアルズGNF工場

6 表 3.2 鉛一次製錬所（一部は二次製錬に移行）における 2005 年度の平均排出係数 (-/Pb 生産量)

金属	大気	水域	土壌	埋め立て	下水道移動	事業所外移動
Pb	4.92×10^{-5}	8.18×10^{-6}	0	5.88×10^{-2}	0	3.42×10^{-3}
Cd	1.03×10^{-6}	7.91×10^{-7}	0	5.56×10^{-4}	0	6.59×10^{-10}
Ni	3.95×10^{-8}	0	0	2.37×10^{-4}	0	0
Zn	4.43×10^{-6}	5.76×10^{-5}	0	1.84×10^{-3}	0	0
Sb	9.42×10^{-7}	2.76×10^{-6}	0	8.26×10^{-3}	0	1.38×10^{-5}
Ag	0	0	0	6.58×10^{-5}	0	1.25×10^{-5}
Cu	6.19×10^{-7}	3.59×10^{-6}	0	2.74×10^{-4}	0	0

7 対象事業所：住友金属鉱山株式会社播磨事業所，八戸製錬株式会社八戸製錬所，小坂製錬株式会社小坂製錬所，東邦亜鉛株式会
8 社 社製錬所，細倉製錬株式会社，神岡鉱業株式会社，三井金属鉱業株式会社竹原製錬所

10 表 3.3 亜鉛製錬所における 2005 年度の平均排出係数 (-/Zn 生産量)

金属	大気	水域	土壌	埋め立て	下水道移動	事業所外移動
Zn	1.13×10^{-6}	1.41×10^{-5}	0	0	0	0
Cd	1.81×10^{-7}	2.62×10^{-7}	0	1.72×10^{-6}	0	2.05×10^{-5}
Ni	1.44×10^{-8}	9.56×10^{-9}	0	0	0	5.17×10^{-8}
Pb	1.07×10^{-5}	1.10×10^{-6}	0	0	0	8.82×10^{-4}
Sb	5.96×10^{-8}	3.92×10^{-8}	0	1.72×10^{-8}	0	3.13×10^{-6}
Ag	0	0	0	0	0	5.13×10^{-6}
Cu	1.11×10^{-7}	1.12×10^{-6}	0	2.04×10^{-7}	0	2.82×10^{-7}

11 対象事業所：三菱マテリアル株式会社 秋田製錬所，住友金属鉱山株式会社 播磨事業所，神岡鉱業株式会社，東邦亜鉛株式会
12 社 安中製錬所，八戸製錬株式会社，彦島製錬株式会社

14 表 3.4 ニッケル製錬所における 2005 年度の平均排出係数 (-/Ni 生産量)

金属	大気	水域	土壌	埋め立て	下水道移動	事業所外移動
Zn	0	6.82×10^{-9}	0	0	0	0
Cd	0	0	0	0	0	0
Ni	6.82×10^{-5}	7.66×10^{-5}	0	0	0	2.95×10^{-6}
Pb	0	1.14×10^{-9}	0	0	0	0
Sb						
Ag						
Cu	0	1.14×10^{-9}	0	0	0	0

15 対象事業所：株式会社YAKIN大江山，株式会社日向製錬所，大太平洋金属株式会社

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

まず、排出移動の媒体先についてみると、排出移動量の割合の大半を埋め立てや事業所外移動が占め、固形廃棄物の形で自社内土壌や埋立処分場に埋め立てされている状況である。また、土壌への排出量、下水道への移動量はゼロである。しかし、大気や水域への排出は埋立量よりも1～2桁小さいものの、排ガスや排水処理のあとの未収集分の環境中への排出がある程度見込まれる。

また、金属別に見てみると、PRTRの対象金属および化合物であるAg, Cd, Cu, Ni, Pb, Sb, Znの7つの金属の報告がある。どの金属の製錬においても、精鉱に不純物として含まれる目的金属以外の様々な金属が、大気や水域に排出されているのが分かる。特に、亜鉛製錬所におけるPbの排出係数が高いのは、高温で亜鉛-鉛同時製錬を実施しているのが理由と思われる。Niの排出係数が高いのは、燃料由来の影響が考えられる。

3.3 国内外の製錬所の操業状況からみた排出係数の比較

日本国内のPRTR排出量データにもとづいた鉛製錬段階の大気および水域への排出係数を各国と比較検討するために、世界各国の事業所の大気と水域への排出係数のデータ(EMEP/CORINAIR, 2006, U.S.EPA, 1995など)と合わせて比較したものを表3.5に示す。

表 3.5 各国の鉛製錬事業所の大気および水域への排出係数

国	製錬種類	生産能力 (千 t/年)	炉種類	排ガス 処理	大気排出係 数(g Pb /t product)	水域排出係 数(g Pb/ t product)	備考
日本	鉛一次製錬 (亜鉛鉱石)	38	溶解炉(亜鉛・ 鉛同時製錬)	あり	190	16	2社平均
日本	鉛一次製錬 (鉛鉱石)	56	溶解炉	あり	4.4	6.6	4社平均(鉛一次製 錬から二次製錬に 移行した大規模事 業所含む)
日本	鉛二次製錬	20	溶解炉, 反射 炉, ロータリー 炉	あり	9.9	0.13	3社平均(PRTR報 告を有する事業所)
タイ	鉛二次製錬	12	ロータリー炉	あり	13	6	現地企業ヒアリング
フィリ ピン	鉛二次製錬	36	溶解炉, 反射炉	あり	0.88	1.1	現地企業ヒアリング
スウェ ーデン	鉛一次製錬	記述なし	不明	あり	200	記述なし	EMEP-CORINAI R (2006)から引用
ポーラ ンド	鉛一次製錬	記述なし	不明	限定	800	記述なし	同上
ドイツ	鉛一次製錬	記述なし	不明	不明	400	記述なし	同上
欧州	鉛二次製錬	記述なし	不明	あり	770	記述なし	同上
欧州	鉛二次製錬	記述なし	不明	不明	200	記述なし	同上
米国	鉛一次製錬	記述なし	溶解炉	あり	30	記述なし	U.S.EPA(1995)か ら引用
米国	鉛二次製錬	記述なし	反射炉	なし	32,000	記述なし	同上
米国	鉛二次製錬	記述なし	溶解炉	なし	52,000	記述なし	同上
米国	鉛二次製錬	記述なし	溶解炉	あり	150	記述なし	同上

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25

この結果、日本、タイ、フィリピンの各事業所のデータからは、日本国内の一次製錬、二次製錬の排出係数にそれほど違いが見られないこと、海外の政府の許認可を受けた事業所では、後処理設備も比較的新しく、日本の事業所に劣らない処理レベルであることが明らかになった。また、日本国内の一次製錬には亜鉛鉱石を使用した亜鉛・鉛同時製錬も含まれており、PRTR 報告のない二次製錬企業も複数存在していた。そして、製錬種類および炉種類に関わらず、生産能力によって大気排出係数のレベルが異なる傾向があった。

上記のデータと比較して EMEP/CORINAIR (2006)や U.S.EPA (1995)の大気排出係数は大きすぎるため、日本などアジア各国での現状と合わない状況であった。ただし、U.S.EPA (1995)は排ガス処理方法別の粉塵の集塵効率が 98.4~99.8%の幅を有していることを提示しており、タイの現地企業から提供されたデータにもとづく集塵効率 99.5%がその範囲に入っており妥当なこと、EMEP/CORINAIR (2006)では排ガス処理を実施している事業所と限定的な排ガス処理を行っている事業所で、排出係数を 4 倍変化させて設定していることを考慮することとした。

以上から、大気排出係数についてはアジア各国での排出量データを用いて、上記の欧米の文献を参考にしつつ生産能力別に排出係数を設定した (表 3.6 参照)。

一方、各国のほぼすべての事業所で凝集沈殿法による鉛の排水処理を行っている。日本の鉛二次製錬よりも鉛一次製錬で水域排出係数の高い理由として、以前の鉱山からの鉛を大量に含んだ廃水の影響が考えられる。また、タイとフィリピンの鉛二次製錬事業所の水域排出係数は日本よりも一桁高く、排水処理率が日本より劣る可能性がある。そこで、各国の排出量の現状に応じて処理率を変化させて、排出係数を設定した。

また、タイとフィリピンにおける製造加工段階では、政府に事業認可された企業 (legal) の排出係数とは別に、不法ルートでの鉛製錬 (illegal) に対して集塵および排水処理がまったくない場合の排出係数を設定して、不法セクターによる排出量を区別した。

表 3.6 本 ESD で設定した各国の鉛製錬事業所の大気および水域への排出係数

排出先	事業所類型	排出係数 (g Pb/t product)	備考
大気	生産能力 30 千 t/年以上の鉛製錬所 (亜鉛鉱石)	190	日本国内の 2005 年 PRTR データにもとづく
	生産能力 30 千 t/年以上の鉛製錬所 (鉛一次および二次製錬)	4.4	同上
	生産能力 10~30 千 t/年の製錬所	9.9	同上
	生産能力 10 千 t/年未満の製錬所	40	EMEP/CORINAIR(2006)を参考に、排ガスあり事業所の排出係数を設定した
	不法セクター	1980	生産能力 12t/年のタイ現地企業の集塵効率 99.5%を参考に、集塵効率ゼロと仮定して排出係数を計算した
水域	日本:鉛一次精錬(亜鉛鉱石)	16	日本国内の 2005 年 PRTR データにもとづく
	日本:鉛一次精錬(鉛鉱石)	6.6	同上

日本:鉛二次製錬、生産能力 10 千 t/年以上	0.13	同上、排水処理率 99%を仮定。
日本:鉛二次製錬、生産能力 10 千 t/年未満	1.3	排水処理率が上記より 10 倍劣る 90%と仮定して、鉛二次製錬の PRTR データから計算した
タイ、フィリピン:鉛二次製錬、生産能力 30 千 t/年以上	1.1	フィリピンの現地事業所のデータを使用、処理率は 90%程度と想定される
タイ、フィリピン:鉛二次製錬、生産能力 30 千 t/年未満	6.0	タイの現地事業所のデータを使用、処理率 50%程度と想定された
不法セクター	12	排水処理率ゼロと仮定して、上記より計算した

1

2 3.4 製錬段階での排出係数

3 米国、欧州あるいはオーストラリアの金属の排出シナリオ文書の既存文献（U.S.EPA 1995、
4 European Environment Agency 2006、National Pollutant Inventory 1999 など）からは、排出量実測に
5 もとづくある金属生産あたりの多種の金属元素の排出係数を設定している。しかし、排出係数の
6 単位は ton targeted and other metals emission /ton targeted metal output であり、生産実績と排出量実測
7 にもとづく排出係数の計算結果から得られたもので、データのない他金属などに応用することが
8 難しい。

9 また、金属を含む製品廃棄物の分別の上、再度製錬所にてリサイクルされるが、その場合の排
10 出係数を推定することは難しい。そのためにも、各金属の投入量あたりの各金属の排出係数を計
11 算することができれば、応用性が非常に大きい。そこで、ton metal emission /ton metal input の単位
12 に換算する方法を検討して、その排出係数を金属の物性から求めるための考察を行った。

13

14 3.4.1 精鉱の金属含有率調査

15 鉱山から採掘された鉱石（粗鉱，crude ore）は有用鉱物以外に多量の脈石を伴うため、粗鉱を
16 いきなり製錬に投入することは技術的、経済的に不利である。そこで、選鉱工程（ore dressing）
17 において粗鉱から脈石を尾鉱（tailing）として除き、高品位の精鉱（concentrate）を回収して製錬
18 に回すことが通常である。

19 Ishihara et al. (2007) は、日本国内で生産された鉱石や精鉱について金属分析を実施している。
20 その中で、精鉱については銅精鉱（copper concentrate）、亜鉛精鉱（zinc concentrate）および黄鉄鉱
21 精鉱（pyrite concentrate）の三種類について複数サンプルを分析している。また、Ishihara et al. (2006)
22 は鉛精鉱の複数サンプルで金属分析を実施している。それらの精鉱中の各種金属含有率の平均値
23 を図 3.1 に示す。

24

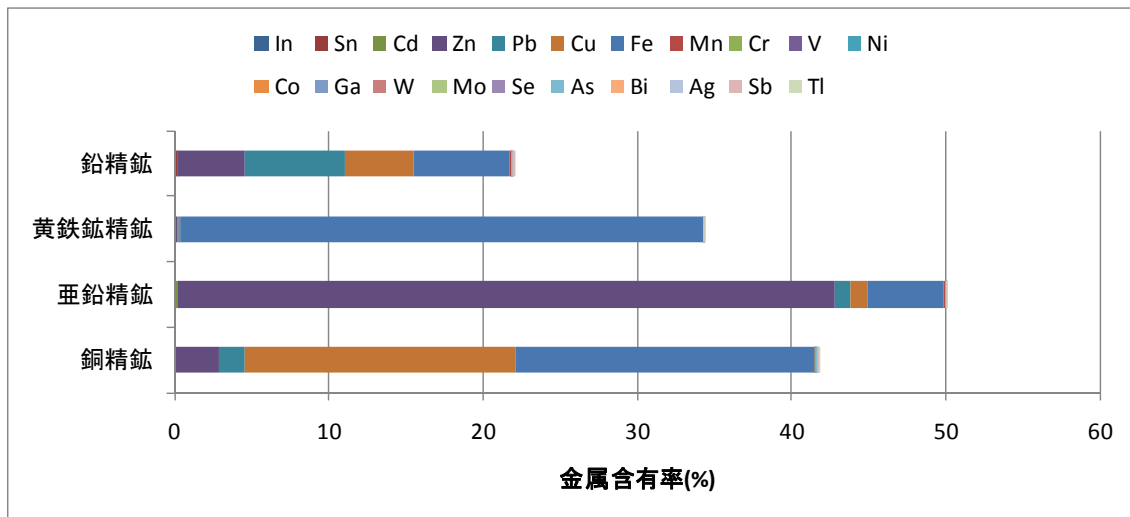


図 3.1 日本国内の銅精鉱，亜鉛精鉱および黄鉄鉱精鉱の平均金属含有率
(Ishihara et al. 2007, 2006 のデータを加工)

3.4.2 各製錬所における排出係数の計算

精鉱の代表的な金属含有率に上記データを設定して、それらが各金属の製錬所に鉱石として投入されると仮定した。例えば、生産実績が明らかな銅製錬事業所について、製品製造分に含まれる銅の量と環境中へ排出される銅の量の合計が投入される銅精鉱中の銅の量と同等として、投入精鉱量を逆算した。環境排出分は、PRTR に報告されている銅の排出量から銅精鉱量を逆算した。

たとえば小坂製錬所の場合、銅精鉱中に Cu 成分は 17.51% 含有されることから、

$$60,000 \text{ t-銅製品生産} \times 100 / 17.51 \text{ (銅精鉱中 Cu 含有率)} = 342,639.6 \text{ t-銅精鉱} \cdots \textcircled{1}$$

上式より製品を得るために 342,639.6 t -銅精鉱を投入したと計算される。

同様に環境中に排出される量分の投入量として、PRTR の大気、水域、土壌、埋立、下水道移動および事業所外移動の各量について、その合計排出量をもとに投入された銅精鉱量を推定した。たとえば小坂製錬所の場合、大気排出量は 0kg であるが、水域へは 330kg の Cu 排出が報告されている。銅精鉱中 Cu 含有率 17.51% から鉱石量を逆算すると

$$330 / 1,000 \text{ t-Cu} \times 100 / 17.51 \text{ (銅精鉱中 Cu 含有率)} = 1.88 \text{ t-銅精鉱} \cdots \textcircled{2}$$

小坂製錬所は水域以外への排出報告はないことから、①と②式より、合計 342,641.5 t の銅精鉱を投入したと計算される。同様の考え方で事業所ごとに大気、水域、土壌、埋立、下水道移動、事業所外移動の各量分の精鉱量を算出し、合算して精鉱投入量を推定した。

そして、上記の精鉱投入量に金属含有率を乗算して計算した各金属の投入量で、PRTR の大気排出量および水域排出量データを除算することで、各金属の排出係数を ton metal emission / ton metal input の単位に転換した。日本国内に立地する銅製錬所，鉛製錬所，亜鉛製錬所の平均排出係数を図 3.2～3.4 に示す。

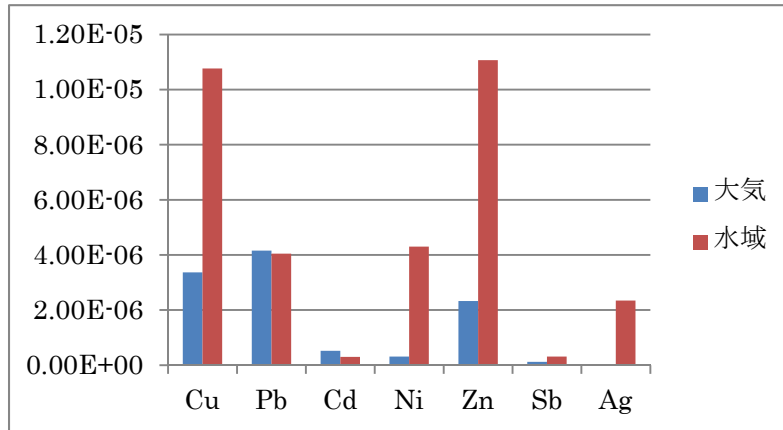


図 3.2 銅製錬所における各金属の大気と水域への平均排出係数
(単位 : ton metal emission /ton metal input)

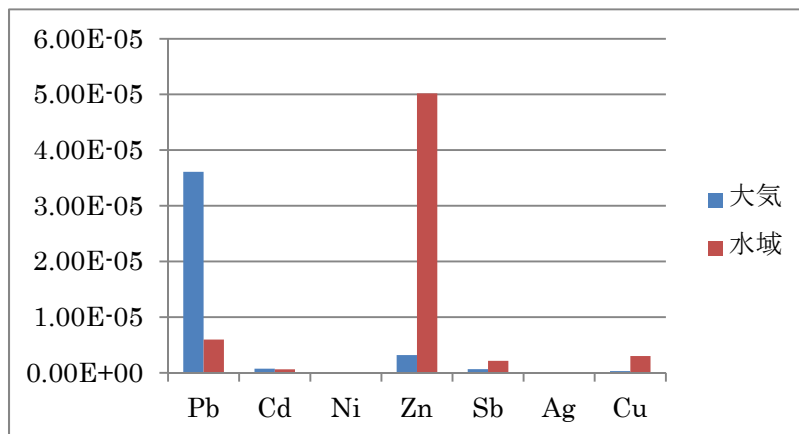


図 3.3 鉛製錬所における各金属の大気と水域への平均排出係数
(単位 : ton metal emission /ton metal input)

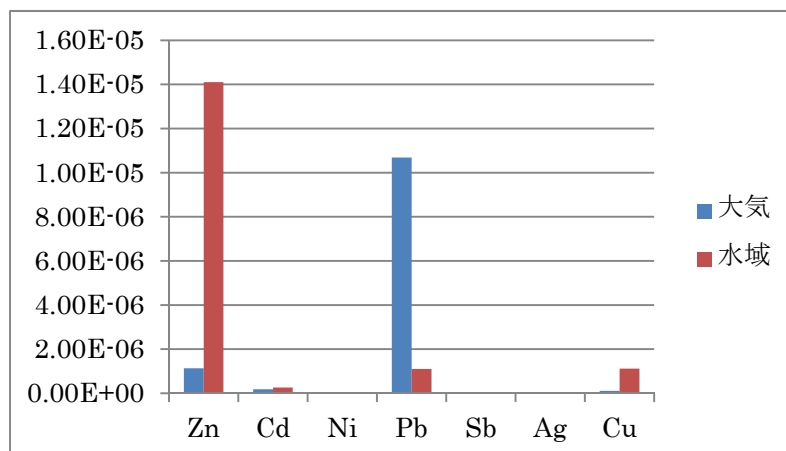


図 3.4 亜鉛製錬所における各金属の大気と水域への平均排出係数
(単位 : ton metal emission /ton metal input)

1
2
3
4
5
6
7

3.4.3 様々な金属元素の排出係数推定

金属製錬における炉からの金属ヒューム発生量は、鉱石の金属組成分のほかに、燃焼温度および組成中の各種金属の蒸気圧の影響を強く受ける（中央労働災害防止協会，2005）．金属元素の熱特性および蒸気圧を表 3.7 に示す．

表 3.7 金属元素の熱特性（日本金属学会編，1993）

金属	融点 [K]	沸点 [K]	蒸気圧パラメータ ¹⁾				温度範囲 ²⁾
			A	B	C	D	
Ag	1,233.95	2,423	-14,900	-0.85		12.2	rt·mp
Al	932	2,723	-16,380	-1		12.32	mp·bp
As		887	-6,160			9.82	600-900
Au	1,336	3,223	-19,820	-0.306	-0.16	10.81	rt·mp
B	2,303	4,200	-29,900	-1		13.88	1,000·mp
Ba	983	1,973	-9,340			7.42	mp·
Be	1,527	2,673	-16,730		0.145	9.065	1,000-1,557
Bi	544.4	1,953	-10,400	-1.26		12.35	mp·bp
Ca	1,116	1,756	-9,350	-1.39		12.82	rt·713
Cd	594	1,038	-5,908	-0.232	-0.284	9.717	rt·594
Co	1,768	3,200	-22,209		-0.223	10.817	rt·mp
Cr	2,173	2,963	-20,680	-1.31		14.56	rt·mp
Cs	302.9	973	-4,075	-1.45		11.38	rt·1,000
Cu	1,356	2,843	-17,770	-0.86		12.29	rt·mp
Fe	1,809	3,343	-21,080	-2.14		16.89	rt·mp
Hg	234	630	-3,305	-0.795		10.355	rt·bp
In	430	2,335	-12,580	-0.45		9.79	mp·bp
Li	1,690.6	2,839	-8,145	-1		11.34	mp·bp
Mg	2,160	2,615	-7,780	-0.855		11.41	rt·mp
Mn	1,517	2,333	-14,520	-3.02		19.24	mp·bp
Mo	2,893	4,923	-34,700	-0.236	-0.145	11.66	rt·mp
Na	370.9	1,155	-5,780	-1.18		11.5	rt·bp
Ni	1,728	3,193	-22,500	-0.96		13.6	rt·mp
Pb	600	2,013	-10,130	-0.985		11.16	mp·bp
Sb	903.6	1,948	-74.35			0.079	739-1,177
Sn	505	2,896	-15,500			8.23	505·bp
Ti	1,940	3,558	-24,400	-0.91		13.18	1,155·mp
V	2,188	3,683	-26,900	0.33	-0.205	10.12	rt·mp
W	3,653	5,773	-44,000	0.5		8.7	rt·mp
Zn	692.5	1,180	-6,620	-1.255		12.34	mp·bp

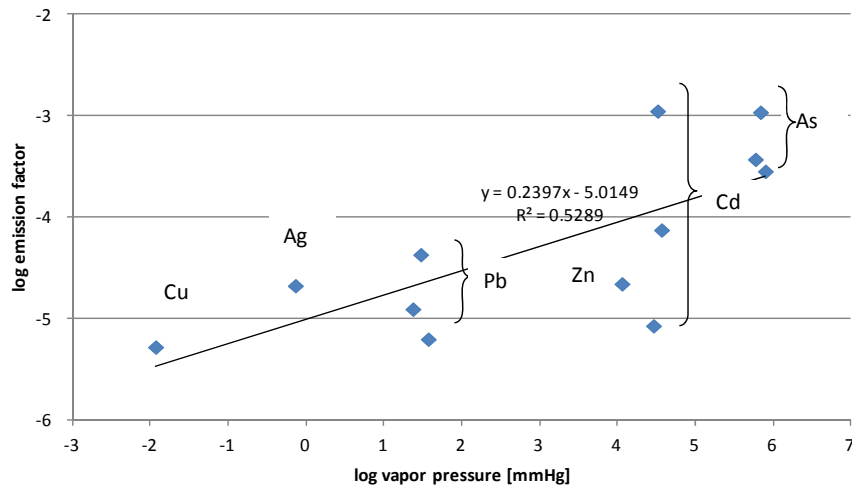
8
9
10

1) 蒸気圧推定式： $\log P [\text{mmHg}] = A \times T^{-1} + B \times \log T + C \times 10^{-3} \times T + D$

2) rt:室内温度, mp:融点, bp:沸点

11 乾式製錬時の炉内温度は、銅精錬で1,200～1,350℃、鉛製錬で1,200～1,400℃、亜鉛精錬で1,250℃
12 程度であるため（木原諄二他編，1999）．そこで、上表の蒸気圧計算式から、製錬時における各金
13 属の蒸気圧を計算できる．ただし、化石燃料燃焼など製錬以外の他発生源を有するニッケルなど

1 の金属については除外した。その結果、6 金属の蒸気圧と大気排出係数の関係を求めたところ、
 2 図 3.5 のような相関が得られた。



3
 4
 5 図 3.5 金属製錬時の元素の蒸気圧と排出係数の関係

6
 7 実際には、鉱石の性状、金属の組成や化学形態など様々な変動要因はあるものの、上図の相関
 8 式が各金属元素に適用できると仮定して、金属製錬時の排出係数を様々な金属について推定した
 9 結果を表 3.8 に示す。

10
 11 表 3.8 様々な金属の製錬時の排出係数推定結果

金属	鉛製錬		銅製錬		亜鉛製錬	
	蒸気圧 [mmHg]	排出係数 [kg metal emission/kg metal input]	蒸気圧 [mmHg]	排出係数 [kg metal emission/kg metal input]	蒸気圧 [mmHg]	排出係数 [kg metal emission/kg metal input]
Ag	1.02	9.7×10^{-6}	7.30×10^{-1}	9.0×10^{-6}	5.14×10^{-1}	8.2×10^{-6}
As	8.02×10^5	2.5×10^{-4}	6.93×10^5	2.4×10^{-4}	5.96×10^5	2.3×10^{-4}
B	4.73×10^{-9}	9.8×10^{-8}	2.37×10^{-9}	8.3×10^{-8}	1.16×10^{-9}	7.0×10^{-8}
Ba	3.04×10	2.2×10^{-5}	2.43×10	2.1×10^{-5}	1.94×10	2.0×10^{-5}
Be	4.12×10^{-2}	4.5×10^{-6}	2.79×10^{-2}	4.1×10^{-6}	1.87×10^{-2}	3.7×10^{-6}
Cd	3.71×10^4	1.2×10^{-4}	3.30×10^4	1.2×10^{-4}	2.92×10^4	1.1×10^{-4}
Co	4.99×10^{-4}	1.6×10^{-6}	2.95×10^{-4}	1.4×10^{-6}	1.72×10^{-4}	1.2×10^{-6}
Cr	1.68×10^{-3}	2.1×10^{-6}	1.05×10^{-3}	1.9×10^{-6}	6.49×10^{-4}	1.7×10^{-6}
Cu	1.75×10^{-2}	3.7×10^{-6}	1.17×10^{-2}	3.3×10^{-6}	7.68×10^{-3}	3.0×10^{-6}
Hg	5.16×10^5	2.3×10^{-4}	4.83×10^5	2.2×10^{-4}	4.52×10^5	2.2×10^{-4}
Mn	2.27	1.2×10^{-5}	1.69	1.1×10^{-5}	1.24	1.0×10^{-5}
Ni	1.69×10^{-4}	1.2×10^{-6}	1.01×10^{-4}	1.1×10^{-6}	5.90×10^{-5}	9.4×10^{-7}
Pb	3.73×10	2.3×10^{-5}	2.98×10	2.2×10^{-5}	2.36×10	2.1×10^{-5}
Sn	2.38×10^{-2}	3.9×10^{-6}	1.65×10^{-2}	3.6×10^{-6}	1.13×10^{-2}	3.3×10^{-6}
V	1.18×10^{-6}	3.7×10^{-7}	6.24×10^{-7}	3.1×10^{-7}	3.22×10^{-7}	2.7×10^{-7}
Zn	1.32×10^4	9.4×10^{-5}	1.15×10^4	9.1×10^{-5}	9.98×10^3	8.8×10^{-5}

1 上表の排出係数を適用することで、データのない金属の排出係数も設定できるとともに、鉱石
2 による一次製錬のみでなく、金属屑や廃棄物が投入される二次製錬にも応用することができ、排
3 出係数の汎用性が広がることが期待できる。

4

5

6

7

8

1 4. 廃棄処理段階の排出

2 使用済製品の廃棄段階における金属の環境中への排出量は、金属製錬段階に次いで相当に大き
3 い。しかし、既存の ESD ではこの主要な発生源についてほとんど計算することができないため、
4 新たな手法を構築する必要がある。そこで、廃棄物のリサイクルや焼却あるいはボイラー燃焼に
5 伴う大気排出について、集塵効率、炉からの揮散率と排出係数の順に以下に具体的に検討した。

7 4.1 金属の大気排出に係る集塵効率

8 ボイラーや焼却炉から排出されるばいじんの挙動に関する既存研究（飯豊ら，1980；安田ら，
9 1981；飯豊ら，1983；水上ら，1986；飯村，1987；兵庫県，2002；伊藤ら，2002；貴田ら，2003）
10 をもとに、各金属の集塵機別の集塵効率を図 4.1 に整理した。データ数は、それぞれ電気集塵機
11 14、排煙脱硫装置 2、バグフィルター3、マルチサイクロン 2、湿式スクラバー2 で、その組み合
12 わせである電気集塵機+排煙脱硫装置 2 である。

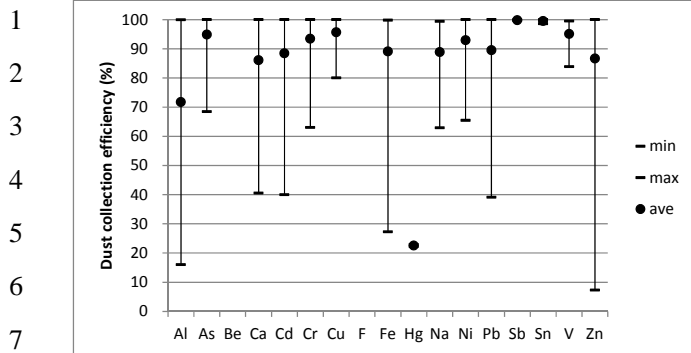
13 施設による集塵効率のばらつきが図 4.1 に分布として反映されているが、同時に金属の種類に
14 よって集塵効率による差異が見られる。その大きな要因として、金属あるいは金属化合物の物性
15 （融点、沸点、蒸気圧）や粒径分布が主要なパラメータとして挙げられる。

16 粒径分布については、飯豊ら（1980）や水上ら（1986）などいくつかの文献で、ばいじん成分
17 中の金属元素の種類別に、集塵装置前後の粒径分布が観察されている。金属元素の種類によって
18 微小粒子径側や粗大粒子径側へ偏った分布をもつなど、種類によって異なった挙動を示している
19 が、文献によって傾向が異なるので整理することが難しい。また、US.EPA（1995）では、ばいじ
20 んの粒径別に集塵機の集塵効率を設定しているが、実際にばいじんや金属元素の粒径分布を測定
21 することは簡単ではないので、実際に適用することは難しい。

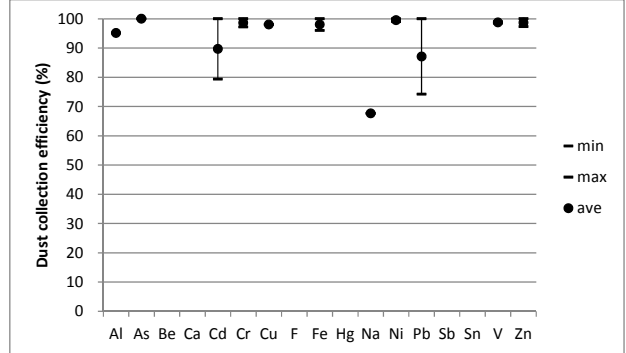
22 また、金属元素の種類によっては塩化物や酸化物として挙動しているのが実際であるが、それ
23 を裏付けるようなデータはあまり存在せず、定量化も難しい。

24 そこで、金属元素の蒸気圧をパラメータとして、蒸気圧と集塵効率との関係性を図 4.2 のよう
25 に整理した。ただし、ばいじんが集塵装置を通過する際の温度は 200°C以下であるのが通常であ
26 るため、各金属元素の 200°Cにおける蒸気圧を計算して用いた。その結果、金属の蒸気圧が高い
27 ほど集塵効率が低下する傾向がどの集塵機においても見られた。蒸気圧が高いは金属の揮発率が
28 上がり、集塵機で捕集できないその金属の割合が増加すると考えられる。そこで、金属元素の蒸
29 気圧を代表的なパラメータとして、集塵効率を金属別に表 4.1 に示す式で推定した結果を表 4.2 に
30 示す。

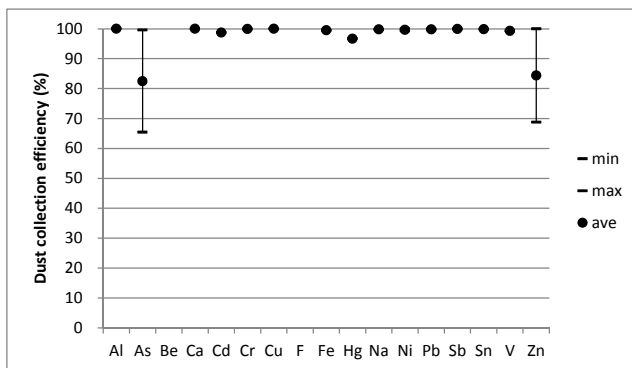
31
32
33
34
35



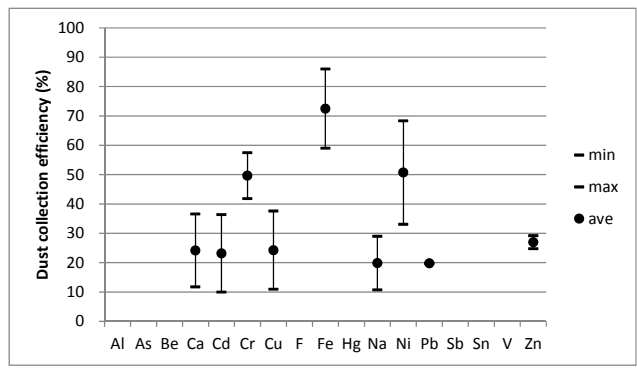
(a) 電気集塵機



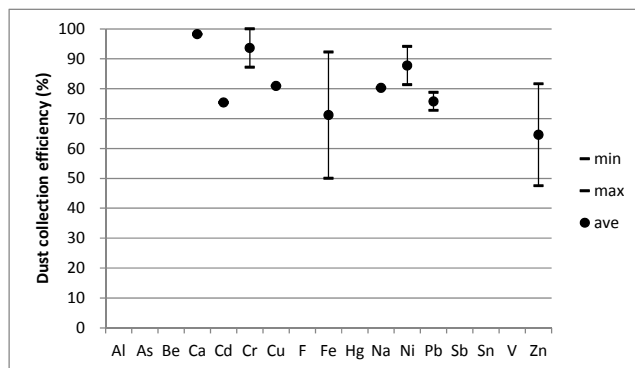
(b) 排煙脱硫



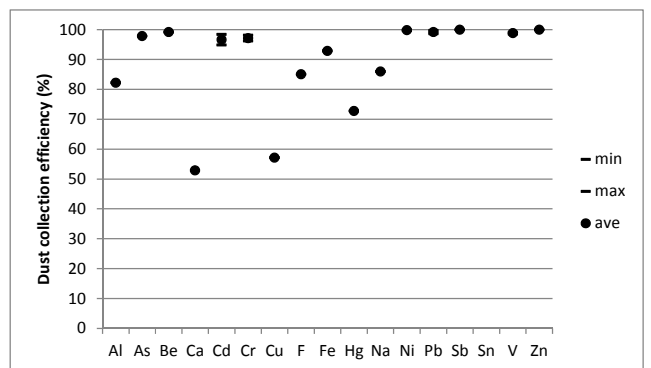
(c) バグフィルター



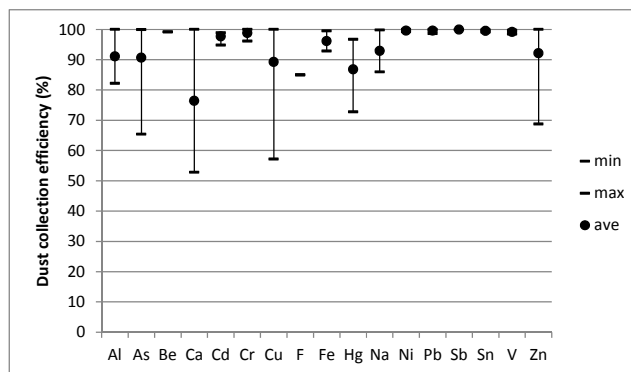
(d) マルチサイクロン



(e) スクラバー

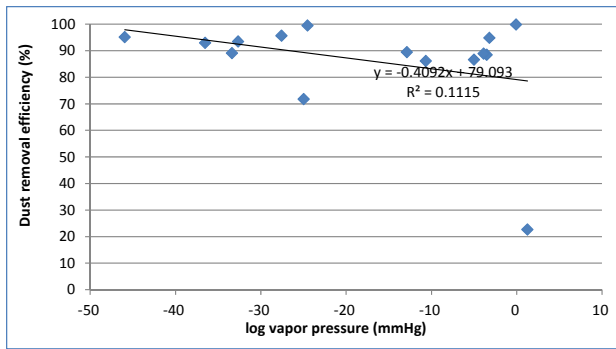


(f) 電気集塵機+排煙脱硫

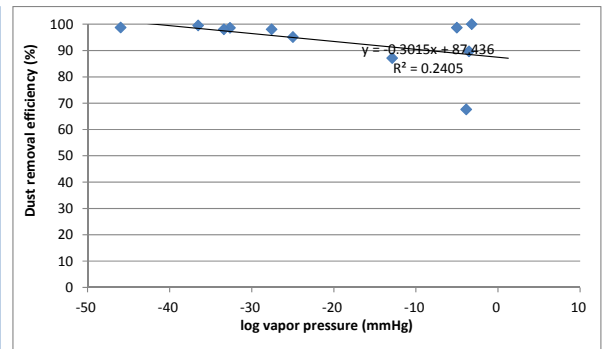


(g) バグフィルター, 電気集塵機+排煙脱硫

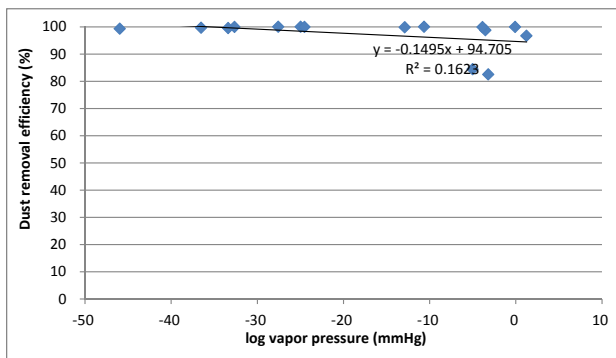
図 4.1 各金属の集塵効率



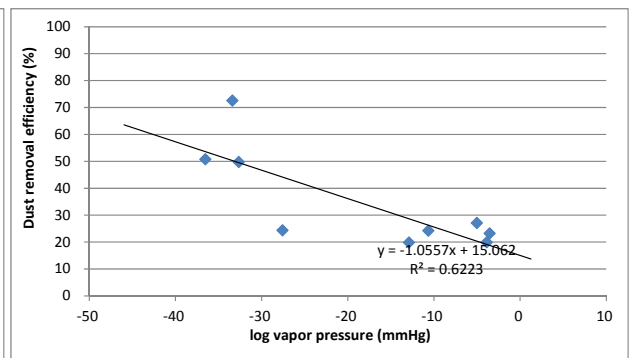
(a) 電気集塵機



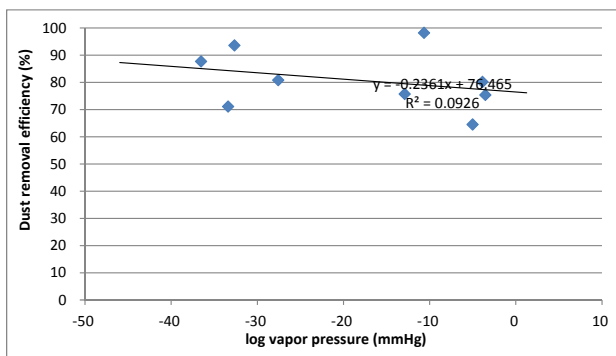
(b) 排煙脱硫



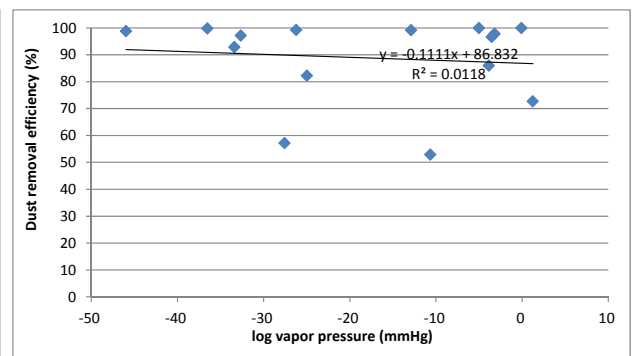
(c) バグフィルター



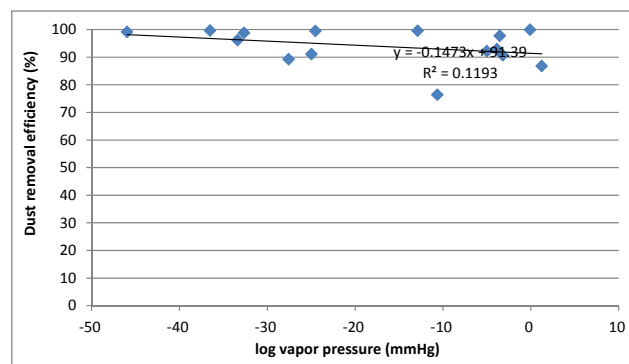
(d) マルチサイクロン



(e) スクラバー



(f) 電気集塵機+排煙脱硫



(g) バグフィルター, 電気集塵機+排煙脱硫

図 4.2 各金属の蒸気圧と集塵効率との関係

1
2

表 4.1 集塵機別の金属の集塵効率推定式

電気集塵機(EP)	$y = -0.4092x + 79.093$
排煙脱硫装置	$y = -0.3015x + 87.436$
バグフィルター(BF)	$y = -0.1204x + 95.745$
マルチサイクロン	$y = -1.0557x + 15.062$
スクラバー	$y = -0.2361x + 76.465$
EP+排煙脱硫	$y = -0.1111x + 86.832$
BF, EP+排煙脱硫	$y = -0.1473x + 91.39$

3
4
5

(x : 200°Cにおける金属の log 蒸気圧 (mmHg), y : 集塵効率 (%))

表 4.2 集塵機別の金属の集塵効率推定結果 (単位 : %)

金属	蒸気圧 (mmHg, 200°C)	電気集塵 機(EP)	排煙脱硫装 置	バグフィルタ ー(BF)	マルチサ イクロン	スクラ バー	EP+排煙 脱硫	BF, EP+ 排煙脱硫
Ag	2.7×10^{-22}	87.9	93.9	97.9	37.8	81.6	89.2	94.6
Al	1.0×10^{-25}	89.3	95.0	98.4	41.4	82.4	89.6	95.1
As	6.3×10^{-4}	80.4	88.4	95.2	18.4	77.2	87.2	91.9
Au	1.0×10^{-32}	92.2	97.1	99.5	48.8	84.0	90.4	96.1
B	9.8×10^{-53}	100.0	100.0	100.0	70.0	88.7	92.6	99.1
Ba	4.7×10^{-13}	84.1	91.2	96.5	28.1	79.4	88.2	93.2
Be	5.8×10^{-27}	89.8	95.3	98.6	42.8	82.7	89.7	95.3
Bi	9.8×10^{-14}	84.4	91.4	96.6	28.8	79.5	88.3	93.3
Ca	2.2×10^{-11}	83.5	90.7	96.3	26.3	79.0	88.0	93.0
Cd	3.0×10^{-4}	80.5	88.5	95.2	18.8	77.3	87.2	91.9
Co	7.3×10^{-37}	93.9	98.3	100.0	53.2	85.0	90.8	96.7
Cr	2.2×10^{-33}	92.5	97.3	99.6	49.5	84.2	90.5	96.2
Cs	7.7×10^{-2}	79.5	87.8	94.9	16.2	76.7	87.0	91.6
Cu	2.6×10^{-28}	90.4	95.8	98.8	44.2	83.0	89.9	95.5
Fe	4.0×10^{-34}	92.8	97.5	99.7	50.3	84.4	90.5	96.3
Hg	1.7×10	78.6	87.1	94.5	13.8	76.2	86.7	91.2
In	9.8×10^{-19}	86.5	92.9	97.4	34.1	80.7	88.8	94.0
Li	2.8×10^{-9}	82.6	90.0	96.0	24.1	78.5	87.8	92.7
Mg	4.7×10^{-8}	82.1	89.6	95.8	22.8	78.2	87.6	92.5
Mn	2.9×10^{-20}	87.1	93.3	97.6	35.7	81.1	89.0	94.3
Mo	4.0×10^{-63}	100.0	100.0	100.0	80.9	91.2	93.8	100.0
Na	1.3×10^{-4}	80.7	88.6	95.3	19.2	77.4	87.3	92.0
Ni	2.9×10^{-37}	94.0	98.5	100.0	53.6	85.1	90.9	96.8
Pb	1.3×10^{-13}	84.4	91.3	96.6	28.7	79.5	88.3	93.3
Sb	8.4×10^{-01}	79.1	87.5	94.7	15.1	76.5	86.8	91.4
Sn	2.9×10^{-25}	89.1	94.8	98.4	41.0	82.3	89.6	95.0
Ti	1.4×10^{-41}	95.8	99.7	100.0	58.2	86.1	91.4	97.4
V	1.1×10^{-46}	97.9	100.0	100.0	63.6	87.3	91.9	98.2
W	1.0×10^{-83}	100.0	100.0	100.0	100.0	96.1	96.1	100.0
Zn	9.7×10^{-6}	81.1	88.9	95.5	20.4	77.6	87.4	92.1

6
7
8

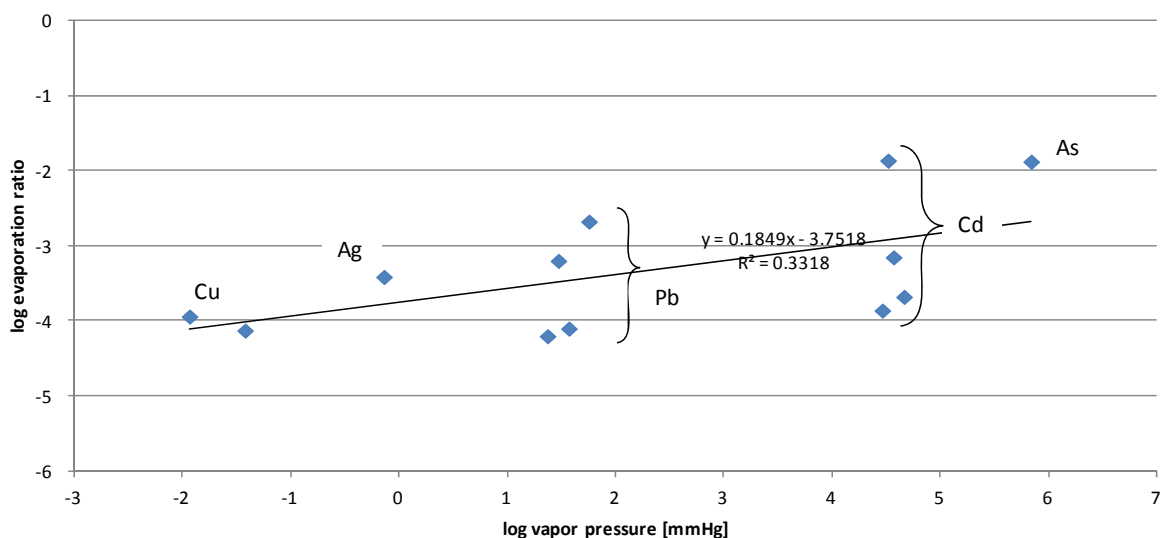
4.2 炉からの揮散率

リサイクルとしての金属製錬, 廃棄物焼却炉, ボイラーについてそれぞれ示す.

1
2
3
4
5
6
7
8

4.2.1 金属製錬

3 章の金属製錬の排出係数と、4.1 節の集塵効率のデータを利用して、金属製錬における炉からの金属の揮散率を設定する。金属製錬工場における集塵機は、電気集塵機と排煙脱硫装置の組み合わせやバグフィルターを使用したものが多いため、各金属製錬温度における「BF, EP+排煙脱硫」の集塵効率のデータを使用して、金属製錬における金属の蒸気圧と揮散率の関係を図 4.3 のように求めた。その結果、各金属で揮散率に幅はあるが、ある程度の相関は見られた。



9
10
11
12
13
14

図 4.3 金属製錬における金属の蒸気圧と炉からの揮散率の関係

その相関式を用いて、各金属製錬における様々な金属の炉からの揮散率を表 4.3 のように求めた。

表 4.3 各金属製錬における様々な金属の炉からの揮散率の推定結果

金属	鉛製錬	銅製錬	亜鉛製錬	ISP	フェロニッケル製錬
Ag	1.8×10^{-4}	1.7×10^{-4}	1.6×10^{-4}	2.0×10^{-4}	2.2×10^{-4}
As	2.2×10^{-3}	2.1×10^{-3}	2.1×10^{-3}	2.3×10^{-3}	2.4×10^{-3}
B	5.1×10^{-6}	4.5×10^{-6}	3.9×10^{-6}	6.5×10^{-6}	8.2×10^{-6}
Ba	3.3×10^{-4}	3.2×10^{-4}	3.1×10^{-4}	3.6×10^{-4}	3.9×10^{-4}
Be	9.8×10^{-5}	9.1×10^{-5}	8.5×10^{-5}	1.1×10^{-4}	1.3×10^{-4}
Cd	1.2×10^{-3}	1.2×10^{-3}	1.2×10^{-3}	1.3×10^{-3}	1.3×10^{-3}
Co	4.3×10^{-5}	3.9×10^{-5}	3.6×10^{-5}	5.2×10^{-5}	6.2×10^{-5}
Cr	5.4×10^{-5}	5.0×10^{-5}	4.6×10^{-5}	6.4×10^{-5}	7.5×10^{-5}
Cu	8.4×10^{-5}	7.8×10^{-5}	7.2×10^{-5}	9.7×10^{-5}	1.1×10^{-4}
Fe	4.2×10^{-5}	3.9×10^{-5}	3.6×10^{-5}	5.0×10^{-5}	5.8×10^{-5}
Hg	2.0×10^{-3}	2.0×10^{-3}	2.0×10^{-3}	2.1×10^{-3}	2.1×10^{-3}
Mn	2.1×10^{-4}	2.0×10^{-4}	1.8×10^{-4}	2.3×10^{-4}	2.5×10^{-4}
Mo	1.5×10^{-6}	1.3×10^{-6}	1.1×10^{-6}	2.0×10^{-6}	2.7×10^{-6}
Ni	3.6×10^{-5}	3.2×10^{-5}	2.9×10^{-5}	4.3×10^{-5}	5.1×10^{-5}

Pb	3.5×10^{-4}	3.3×10^{-4}	3.2×10^{-4}	3.7×10^{-4}	4.0×10^{-4}
Sb	1.8×10^{-4}	1.8×10^{-4}	1.8×10^{-4}	1.8×10^{-4}	1.8×10^{-4}
Sn	8.9×10^{-5}	8.3×10^{-5}	7.7×10^{-5}	1.0×10^{-4}	1.1×10^{-4}
V	1.4×10^{-5}	1.3×10^{-5}	1.1×10^{-5}	1.8×10^{-5}	2.2×10^{-5}
Zn	1.0×10^{-3}	1.0×10^{-3}	9.7×10^{-4}	1.1×10^{-3}	1.1×10^{-3}

1

2 4.2.2 廃棄物焼却

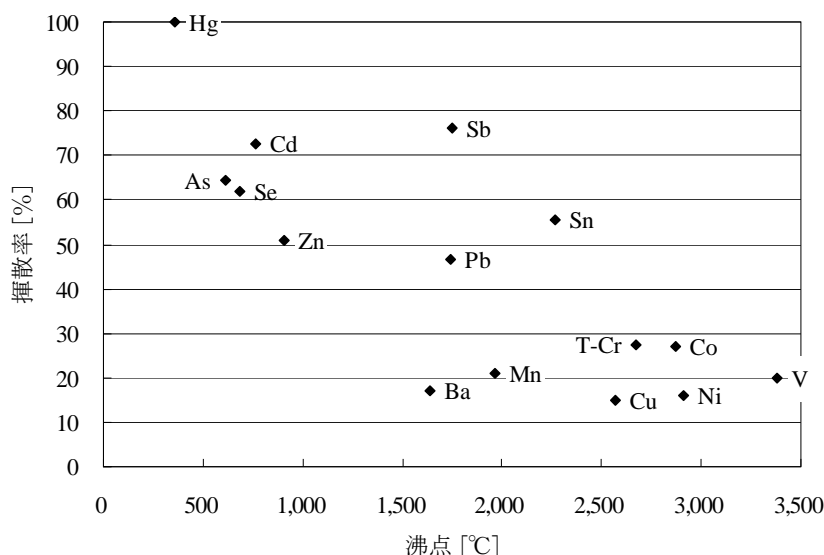
3 金属の廃棄処理後の大きな発生源の一つは焼却炉からの大気排出である。大気中排出に至るま
4 での現象は、炉内からの揮散率と集塵機による集塵効率によるものと想定できる。

5 そこで、貴田ら（2003）の報告など一般廃棄物焼却炉における各金属の揮散率を調査し、各金
6 属の沸点の関係を解析したものを図 4.4 に示す。ただし、揮散率は以下の式で求めるものである。

7
$$\text{揮散率} = (\text{排ガス中の存在量} + \text{飛灰中の存在量}) / \text{ごみ中の存在全量}$$

8 この結果から、金属の沸点が低いほど揮散率が高い傾向が明らかである。よって、金属の物性
9 に応じた排出係数の設定が可能と判断できる。

10



11

12 図 4.4 一般廃棄物焼却炉における各金属の沸点と揮散率との関係

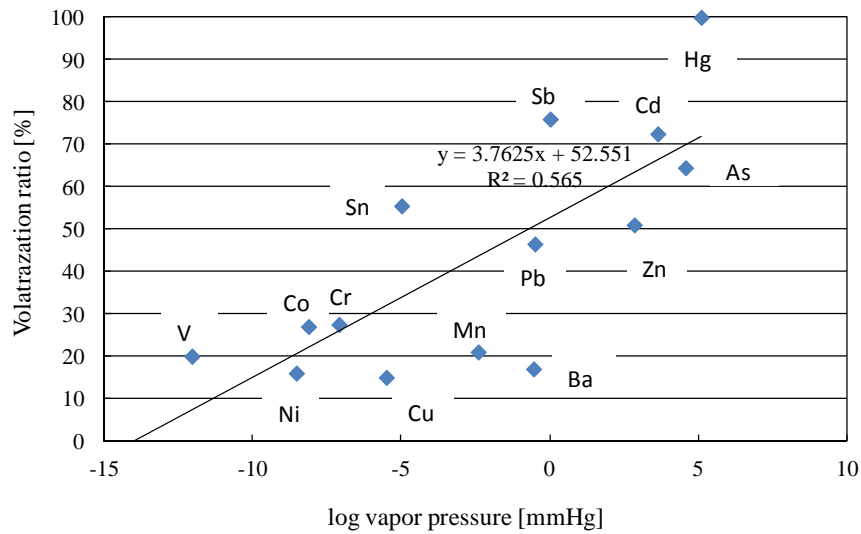
13

14 山本浩ら（2007）によると、焼却場における飛灰の金属形態は金属または酸化物であり、飛灰
15 への金属移行率を金属蒸気圧で論じている。また、個別の金属については、銅は蒸気圧が低くほ
16 とんど揮発しない、亜鉛は蒸気圧が高く揮発が進行しやすく、鉛は亜鉛と同様に移行することを
17 報告している。また、炉内の乾燥帯と燃焼帯における温度を 900~1,000°C と報告している。

18 そこで、温度 900°C における金属の蒸気圧と一般焼却場における各金属の揮散率との関係性を導
19 出したところ、図 4.5 のような相関が得られた。その相関式を用いて各金属の蒸気圧から計算し
20 た揮散率を表 4.4 に示す。実測値と比較して水銀など過小評価の問題もあるが、銀などデータの

1 ない金属についても揮散率を推定することができる。

2



3

4 図 4.5 一般廃棄物焼却炉における各金属の蒸気圧と揮散率との関係

5

6 表 4.4 廃棄物焼却炉における様々な金属の揮散率推定結果

金属	蒸気圧 [mmHg, 900°C]	揮散率実測[%] (貴田, 2003)	揮散率推定 [%]
Ag	7.74×10^{-4}		41
Al	1.93×10^{-5}		35
As	3.70×10^4	64.5	70
Au	6.11×10^{-8}		25
B	2.09×10^{-15}		0
Ba	2.87×10^{-1}	17	51
Be	9.39×10^{-6}		34
Bi	4.14×10^{-1}		51
Ca	3.83		55
Cd	4.32×10^3	72.5	66
Co	7.65×10^{-9}	27	22
Cr	8.11×10^{-8}	27.5	26
Cs	2.85×10^3		66
Cu	3.17×10^{-6}	15	32
Fe	2.24×10^{-8}		24
Hg	1.25×10^5	100	72
In	4.83×10^{-3}		44
Li	2.12×10		58
Mg	1.42×10^2		61
Mn	3.91×10^{-3}	21	43
Mo	1.53×10^{-19}		0
Na	8.93×10^2		64
Ni	2.96×10^{-9}	16	20
Pb	3.17×10^{-1}	46.5	51

Sb	1.04	76	53
Sn	1.04×10^{-5}	55.5	34
Ti	3.85×10^{-11}		13
V	9.11×10^{-13}	20	7
W	5.30×10^{-28}		0
Zn	6.99×10^2	51	63

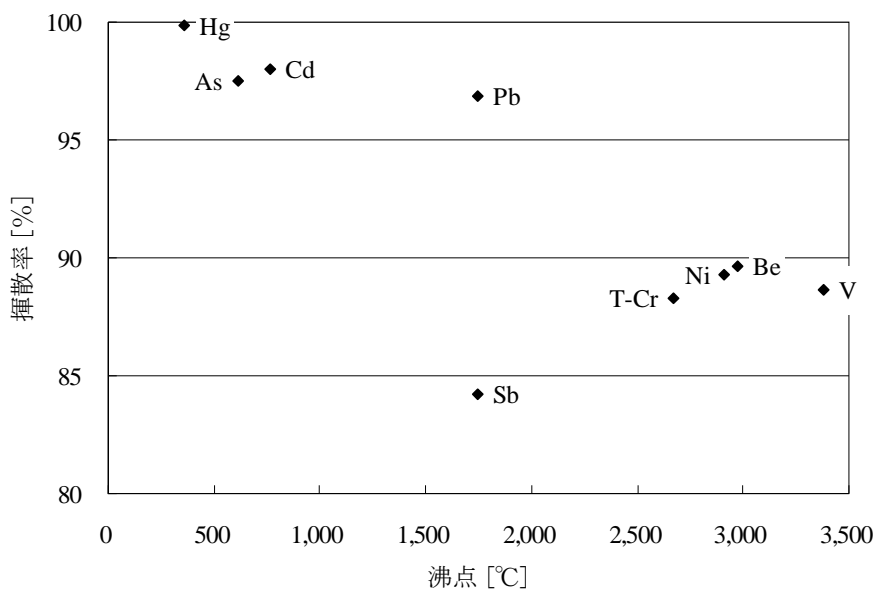
1

2 4.2.3 ボイラー

3 伊藤ら（2002）は、2つの石炭火力発電所の3ユニットを対象に、微量物質のプラント内にお
 4 ける移行割合を分析結果から示している。このデータをもとに、炉内クリンカの残留分以外はす
 5 べて揮散すると仮定すると、以下の式から各金属の揮散率を求めることができる。求めた各金属
 6 の揮散率と沸点の関係を図4.6に示す。

7 揮散率 = $1 - (\text{炉内クリンカの残留割合} / \text{トータル})$

8



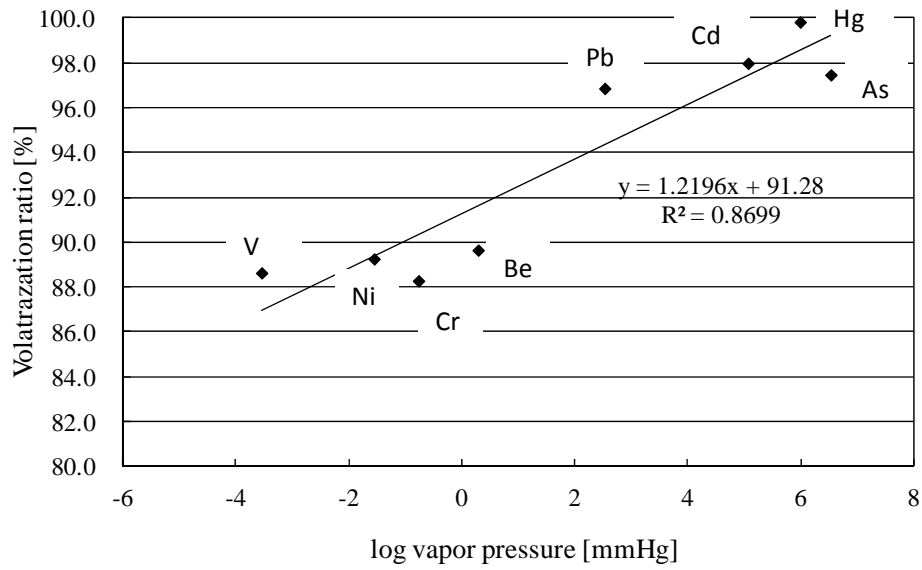
9

10 図 4.6 石炭火力発電所における各金属の揮散率と沸点の関係

11

12 この結果から、燃料ボイラーにおいても金属の沸点が低いほど揮散率が高い傾向が明らかであ
 13 る。よって、金属の物性に応じた排出係数の設定が可能と判断できる。そこで、ボイラーの炉温
 14 1,600°C（伊藤ら，2002）における金属の蒸気圧と石炭火力発電所における各金属の揮散率との関
 15 係性を導出したところ、図 4.7 のような相関が得られた。その相関式を用いて各金属の蒸気圧か
 16 ら計算した揮散率を表 4.5 に示す。

17



1
2
3
4

図 4.7 石炭火力発電所における各金属の蒸気圧と揮散率との関係

表 4.5 燃焼ボイラーにおける様々な金属の揮散率推定結果

金属	蒸気圧 [mmHg, 1600°C]	揮散率実測[%] (伊藤ら, 2002)	揮散率 推定[%]
Ag	2.91×10		93.1
Al	2.01		91.6
As	3.40×10^6	97.5	99.2
Au	8.45×10^{-2}		90.0
B	4.40×10^{-6}		84.7
Ba	2.71×10^2		94.2
Be	2.54	89.7	91.8
Bi	4.72×10^2		94.5
Ca	1.90×10^3		95.3
Cd	1.87×10^5	98.0	97.7
Co	9.11×10^{-2}		90.0
Cr	1.71×10^{-1}	88.3	90.3
Cs	2.88×10^4		96.7
Cu	9.73×10^{-1}		91.3
Fe	4.29×10^{-2}		89.6
Hg	9.75×10^5	99.8	98.6
In	3.99×10		93.2
Li	5.23×10^3		95.8
Mg	2.87×10^4		96.7
Mn	4.02×10		93.2
Mo	1.23×10^{-8}		81.6
Na	3.57×10^4		96.8
Ni	2.79×10^{-2}	89.3	89.4
Pb	3.37×10^2	96.9	94.4
Sb	1.09	84.2	91.3
Sn	9.01×10^{-1}		91.2

Ti	1.50×10^{-3}		87.8
V	2.84×10^{-4}	88.6	87.0
W	6.99×10^{-14}		75.2
Zn	4.99×10^4		97.0

1

2 4.3 金属元素の排出係数設定

3 蒸気圧との相関式から推定した揮散率（4.2 節）と、同じく金属の蒸気圧との相関式から推定し
4 た集塵効率（4.1 節）の両方から、1.3 節の推定式を用いて排出係数を計算することができる。

5
$$\text{大気排出係数} = \text{揮散率} \times (1 - \text{集塵効率})$$

6 リサイクルとしての金属製錬、廃棄物焼却炉、ボイラーにおける金属元素の排出係数について
7 それぞれ示す。

8

9 4.3.1 金属製錬

10 蒸気圧との相関式から推定した金属製錬の炉からの揮散率（4.2.1 節）と、同じく金属の蒸気圧
11 との相関式から推定した集塵効率（4.1 節）から推定した排出係数を表 4.6 に示す。ただし、集塵
12 効率については、日本国内の製錬所のほとんどは電気集塵機またはバグフィルターと排煙脱硫装
13 置の組み合わせのため、「EP, BF+排煙脱硫」の集塵効率のデータを使用した。

14

15

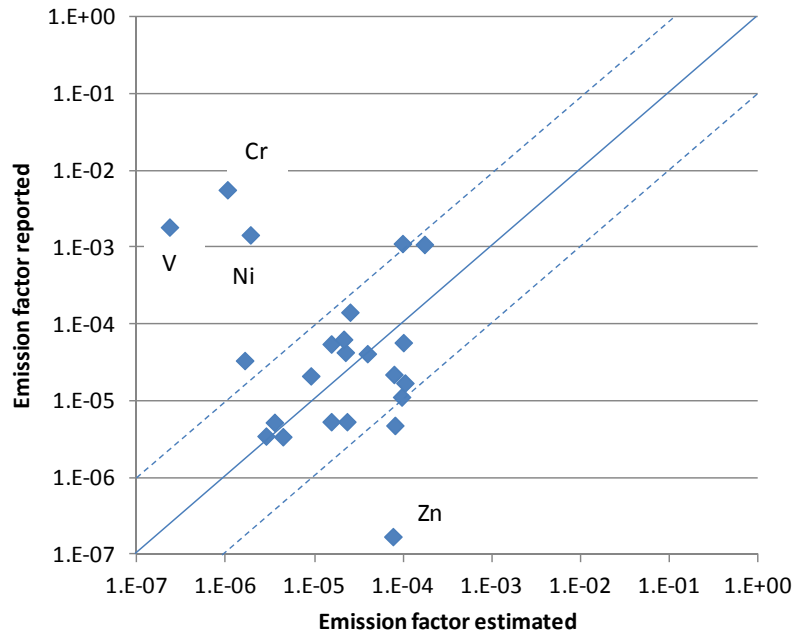
表 4.6 金属製錬時の各金属の排出係数

金属	鉛製錬	銅製錬	亜鉛製錬	亜鉛製錬 (ISP)	フェロニッケル製 錬
Ag	9.7×10^{-6}	9.1×10^{-6}	8.5×10^{-6}	1.1×10^{-5}	1.2×10^{-5}
As	1.8×10^{-4}	1.7×10^{-4}	1.7×10^{-4}	1.9×10^{-4}	2.0×10^{-4}
B	5.1×10^{-6}	4.5×10^{-6}	3.9×10^{-6}	6.5×10^{-6}	8.2×10^{-6}
Ba	3.3×10^{-4}	3.2×10^{-4}	3.1×10^{-4}	3.6×10^{-4}	3.9×10^{-4}
Be	4.7×10^{-6}	4.3×10^{-6}	4.0×10^{-6}	5.3×10^{-6}	6.1×10^{-6}
Cd	1.0×10^{-4}	9.8×10^{-5}	9.6×10^{-5}	1.0×10^{-4}	1.1×10^{-4}
Co	4.3×10^{-5}	3.9×10^{-5}	3.6×10^{-5}	5.2×10^{-5}	6.2×10^{-5}
Cr	2.1×10^{-6}	1.9×10^{-6}	1.7×10^{-6}	2.4×10^{-6}	2.8×10^{-6}
Cu	3.8×10^{-6}	3.5×10^{-6}	3.3×10^{-6}	4.4×10^{-6}	5.0×10^{-6}
Fe	1.6×10^{-6}	1.4×10^{-6}	1.3×10^{-6}	1.8×10^{-6}	2.2×10^{-6}
Hg	1.8×10^{-4}	1.8×10^{-4}	1.7×10^{-4}	1.8×10^{-4}	1.9×10^{-4}
Mn	2.1×10^{-4}	2.0×10^{-4}	1.8×10^{-4}	2.3×10^{-4}	2.5×10^{-4}
Mo	1.5×10^{-6}	1.3×10^{-6}	1.1×10^{-6}	2.0×10^{-6}	2.7×10^{-6}
Ni	1.1×10^{-6}	1.0×10^{-6}	9.5×10^{-7}	1.4×10^{-6}	1.6×10^{-6}
Pb	2.3×10^{-5}	2.2×10^{-5}	2.1×10^{-5}	2.5×10^{-5}	2.7×10^{-5}
Sb	1.5×10^{-5}	1.5×10^{-5}	1.5×10^{-5}	1.5×10^{-5}	1.5×10^{-5}
Sn	4.4×10^{-6}	4.1×10^{-6}	3.9×10^{-6}	5.0×10^{-6}	5.7×10^{-6}
V	2.6×10^{-7}	2.3×10^{-7}	2.1×10^{-7}	3.3×10^{-7}	4.1×10^{-7}
Zn	8.1×10^{-5}	7.9×10^{-5}	7.7×10^{-5}	8.4×10^{-5}	8.8×10^{-5}

16

17 企業の PRTR 報告値にもとづいた排出係数をこの推定結果と比較した結果を図 4.8 に示す。そ
18 の結果、この推定方法で 1/10~10 倍の精度が見込まれた。ただし、Ni や V などの燃料由来の排

- 1 出が見込める物質では、PRTR の排出量の報告値に含まれる可能性が高いため、報告値にもとづ
 2 いた排出係数の方が高いと考えられる。
 3



4
 5 図 4.8 本 ESD の推定排出係数と PRTR 報告値にもとづいた排出係数の比較
 6 (対象金属 : Ag, As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb, V, Zn)

7
 8 4.3.2 廃棄物焼却

9 蒸気圧との相関式から推定した廃棄物焼却炉からの揮散率 (4.2.2 節) と、同じく金属の蒸気圧
 10 との相関式から推定した集塵効率 (4.1 節) から推定した排出係数を表 4.7 に示す。

11
 12 表 4.7 廃棄物焼却炉からの各金属の排出係数 (集塵機別)

金属	電気集塵機 (EP)	排煙脱硫装置	バグフィルター (BF)	マルチサイクロン	スクラバー	EP+排煙脱硫	BF, EP+排煙脱硫
Ag	4.9×10^{-2}	2.5×10^{-2}	8.5×10^{-3}	2.5×10^{-1}	7.5×10^{-2}	4.4×10^{-2}	2.2×10^{-2}
Al	3.7×10^{-2}	1.8×10^{-2}	5.4×10^{-3}	2.0×10^{-1}	6.1×10^{-2}	3.6×10^{-2}	1.7×10^{-2}
As	1.3×10^{-1}	7.5×10^{-2}	3.1×10^{-2}	5.3×10^{-1}	1.5×10^{-1}	8.3×10^{-2}	5.2×10^{-2}
Au	2.0×10^{-2}	7.4×10^{-3}	1.3×10^{-3}	1.3×10^{-1}	4.1×10^{-2}	2.4×10^{-2}	9.9×10^{-3}
B	0	0	0	0	0	0	0
Ba	2.7×10^{-2}	1.5×10^{-2}	5.9×10^{-3}	1.2×10^{-1}	3.5×10^{-2}	2.0×10^{-2}	1.2×10^{-2}
Be	3.4×10^{-2}	1.6×10^{-2}	4.6×10^{-3}	1.9×10^{-1}	5.8×10^{-2}	3.4×10^{-2}	1.6×10^{-2}
Bi	8.0×10^{-2}	4.4×10^{-2}	1.7×10^{-2}	3.6×10^{-1}	1.0×10^{-1}	6.0×10^{-2}	3.4×10^{-2}
Ca	9.1×10^{-2}	5.1×10^{-2}	2.0×10^{-2}	4.0×10^{-1}	1.2×10^{-1}	6.6×10^{-2}	3.9×10^{-2}
Cd	1.4×10^{-1}	8.3×10^{-2}	3.5×10^{-2}	5.9×10^{-1}	1.6×10^{-1}	9.3×10^{-2}	5.9×10^{-2}
Co	1.7×10^{-2}	4.5×10^{-3}	0	1.3×10^{-1}	4.1×10^{-2}	2.5×10^{-2}	8.9×10^{-3}
Cr	2.1×10^{-2}	7.5×10^{-3}	1.1×10^{-3}	1.4×10^{-1}	4.4×10^{-2}	2.6×10^{-2}	1.0×10^{-2}
Cs	1.3×10^{-1}	8.0×10^{-2}	3.4×10^{-2}	5.5×10^{-1}	1.5×10^{-1}	8.6×10^{-2}	5.5×10^{-2}
Cu	1.4×10^{-2}	6.4×10^{-3}	1.8×10^{-3}	8.4×10^{-2}	2.6×10^{-2}	1.5×10^{-2}	6.8×10^{-3}

Fe	1.7×10^{-2}	5.9×10^{-3}	7.2×10^{-4}	1.2×10^{-1}	3.7×10^{-2}	2.2×10^{-2}	8.8×10^{-3}
Hg	2.1×10^{-1}	1.3×10^{-1}	5.5×10^{-2}	8.6×10^{-1}	2.4×10^{-1}	1.3×10^{-1}	8.8×10^{-2}
In	5.9×10^{-2}	3.1×10^{-2}	1.1×10^{-2}	2.9×10^{-1}	8.5×10^{-2}	4.9×10^{-2}	2.6×10^{-2}
Li	1.0×10^{-1}	5.7×10^{-2}	2.3×10^{-2}	4.4×10^{-1}	1.2×10^{-1}	7.0×10^{-2}	4.2×10^{-2}
Mg	1.1×10^{-1}	6.3×10^{-2}	2.5×10^{-2}	4.7×10^{-1}	1.3×10^{-1}	7.5×10^{-2}	4.6×10^{-2}
Mn	2.7×10^{-2}	1.4×10^{-2}	5.0×10^{-3}	1.4×10^{-1}	4.0×10^{-2}	2.3×10^{-2}	1.2×10^{-2}
Mo	0	0	0	0	0	0	0
Na	1.2×10^{-1}	7.3×10^{-2}	3.0×10^{-2}	5.1×10^{-1}	1.4×10^{-1}	8.1×10^{-2}	5.1×10^{-2}
Ni	9.5×10^{-3}	2.5×10^{-3}	0	7.4×10^{-2}	2.4×10^{-2}	1.5×10^{-2}	5.2×10^{-3}
Pb	7.3×10^{-2}	4.0×10^{-2}	1.6×10^{-2}	3.3×10^{-1}	9.5×10^{-2}	5.5×10^{-2}	3.1×10^{-2}
Sb	1.6×10^{-1}	9.5×10^{-2}	4.0×10^{-2}	6.4×10^{-1}	1.8×10^{-1}	1.0×10^{-1}	6.5×10^{-2}
Sn	6.0×10^{-2}	2.9×10^{-2}	9.0×10^{-3}	3.3×10^{-1}	9.8×10^{-2}	5.8×10^{-2}	2.8×10^{-2}
Ti	5.6×10^{-3}	3.4×10^{-4}	0	5.6×10^{-2}	1.9×10^{-2}	1.2×10^{-2}	3.5×10^{-3}
V	4.2×10^{-3}	0	0	7.3×10^{-2}	2.5×10^{-2}	1.6×10^{-2}	3.7×10^{-3}
W	0	0	0	0	0	0	0
Zn	9.6×10^{-2}	5.6×10^{-2}	2.3×10^{-2}	4.1×10^{-1}	1.1×10^{-1}	6.4×10^{-2}	4.0×10^{-2}

1
2
3
4
5
6

4.3.3 ボイラー

蒸気圧との相関式から推定したボイラーからの揮散率（4.2.3 節）と、同じく金属の蒸気圧との相関式から推定した集塵効率（4.1 節）から推定した排出係数を表 4.8 に示す。

表 4.8 ボイラーからの各金属の排出係数

金属	電気集塵機 (EP)	排煙脱硫装置	バグフィルタ一 (BF)	マルチサイクロン	スクラバー	EP+排煙脱硫	BF, EP+排煙脱硫
Ag	1.1×10^{-1}	5.6×10^{-2}	1.9×10^{-2}	5.8×10^{-1}	1.7×10^{-1}	1.0×10^{-1}	5.1×10^{-2}
Al	9.8×10^{-2}	4.6×10^{-2}	1.4×10^{-2}	5.4×10^{-1}	1.6×10^{-1}	9.5×10^{-2}	4.5×10^{-2}
As	1.9×10^{-1}	1.1×10^{-1}	4.7×10^{-2}	7.9×10^{-1}	2.2×10^{-1}	1.2×10^{-1}	7.9×10^{-2}
Au	7.0×10^{-2}	2.6×10^{-2}	4.6×10^{-3}	4.6×10^{-1}	1.4×10^{-1}	8.7×10^{-2}	3.5×10^{-2}
B	0	0	0	2.5×10^{-1}	9.5×10^{-2}	6.3×10^{-2}	8.0×10^{-3}
Ba	1.5×10^{-1}	8.3×10^{-2}	3.3×10^{-2}	6.8×10^{-1}	1.9×10^{-1}	1.1×10^{-1}	6.4×10^{-2}
Be	9.1×10^{-2}	4.2×10^{-2}	1.2×10^{-2}	5.1×10^{-1}	1.6×10^{-1}	9.2×10^{-2}	4.3×10^{-2}
Bi	1.5×10^{-1}	8.2×10^{-2}	3.2×10^{-2}	6.7×10^{-1}	1.9×10^{-1}	1.1×10^{-1}	6.3×10^{-2}
Ca	1.6×10^{-1}	8.9×10^{-2}	3.5×10^{-2}	7.0×10^{-1}	2.0×10^{-1}	1.1×10^{-1}	6.7×10^{-2}
Cd	1.9×10^{-1}	1.1×10^{-1}	4.7×10^{-2}	8.0×10^{-1}	2.2×10^{-1}	1.3×10^{-1}	7.9×10^{-2}
Co	5.5×10^{-2}	1.5×10^{-2}	0	4.2×10^{-1}	1.4×10^{-1}	8.2×10^{-2}	3.0×10^{-2}
Cr	6.7×10^{-2}	2.4×10^{-2}	3.6×10^{-3}	4.5×10^{-1}	1.4×10^{-1}	8.4×10^{-2}	3.4×10^{-2}
Cs	2.0×10^{-1}	1.2×10^{-1}	5.0×10^{-2}	8.1×10^{-1}	2.3×10^{-1}	1.3×10^{-1}	8.2×10^{-2}
Cu	8.8×10^{-2}	3.9×10^{-2}	1.1×10^{-2}	5.1×10^{-1}	1.6×10^{-1}	9.2×10^{-2}	4.2×10^{-2}
Fe	6.5×10^{-2}	2.2×10^{-2}	2.7×10^{-3}	4.5×10^{-1}	1.4×10^{-1}	8.5×10^{-2}	3.3×10^{-2}
Hg	2.1×10^{-1}	1.3×10^{-1}	5.5×10^{-2}	8.6×10^{-1}	2.4×10^{-1}	1.3×10^{-1}	8.8×10^{-2}
In	1.3×10^{-1}	6.7×10^{-2}	2.4×10^{-2}	6.1×10^{-1}	1.8×10^{-1}	1.0×10^{-1}	5.6×10^{-2}
Li	1.7×10^{-1}	9.6×10^{-2}	3.8×10^{-2}	7.3×10^{-1}	2.1×10^{-1}	1.2×10^{-1}	7.0×10^{-2}
Mg	1.7×10^{-1}	1.0×10^{-1}	4.1×10^{-2}	7.5×10^{-1}	2.1×10^{-1}	1.2×10^{-1}	7.3×10^{-2}
Mn	1.2×10^{-1}	6.2×10^{-2}	2.2×10^{-2}	6.0×10^{-1}	1.8×10^{-1}	1.0×10^{-1}	5.3×10^{-2}
Mo	0	0	0	1.6×10^{-1}	7.2×10^{-2}	5.1×10^{-2}	0
Na	1.9×10^{-1}	1.1×10^{-1}	4.6×10^{-2}	7.8×10^{-1}	2.2×10^{-1}	1.2×10^{-1}	7.8×10^{-2}
Ni	5.3×10^{-2}	1.4×10^{-2}	0	4.1×10^{-1}	1.3×10^{-1}	8.1×10^{-2}	2.9×10^{-2}

Pb	1.5×10^{-1}	8.4×10^{-2}	3.3×10^{-2}	6.9×10^{-1}	2.0×10^{-1}	1.1×10^{-1}	6.5×10^{-2}
Sb	1.8×10^{-1}	1.1×10^{-1}	4.5×10^{-2}	7.1×10^{-1}	2.0×10^{-1}	1.1×10^{-1}	7.2×10^{-2}
Sn	9.9×10^{-2}	4.7×10^{-2}	1.5×10^{-2}	5.4×10^{-1}	1.6×10^{-1}	9.5×10^{-2}	4.6×10^{-2}
Ti	3.7×10^{-2}	2.2×10^{-3}	0	3.7×10^{-1}	1.2×10^{-1}	7.6×10^{-2}	2.3×10^{-2}
V	1.9×10^{-2}	0	0	3.2×10^{-1}	1.1×10^{-1}	7.1×10^{-2}	1.6×10^{-2}
W	0	0	0	0	3.0×10^{-2}	3.0×10^{-2}	0
Zn	1.8×10^{-1}	1.1×10^{-1}	4.4×10^{-2}	7.7×10^{-1}	2.2×10^{-1}	1.2×10^{-1}	7.6×10^{-2}

1

2 上表の排出係数を適用することで、データのない金属の排出係数も設定でき、排出係数の汎用性
3 が広がるのが期待できる。以上のデータを使用して、1.3 節の 1 式を使用すると、各金属の年間
4 排出量を推定することが可能になる。

5

6 参考文献

7 European Environment Agency (2006) EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook 2006.

8 National Pollutant Inventory (1999) Emission Estimation Technique Manual for Lead Concentrating,
9 Smelting and Refining, Environment Australia.

10 Ishihara, S., Hoshino, K., Murakami, H. and Endo, Y. (2006) Resource Evaluation and Some Genetic
11 Aspects of Indium in the Japanese Ore Deposits, Resource Geology, Vol. 56, no.3, 347-364.

12 Ishihara, S. and Endo, Y. (2007) Indium and other trace elements in volcanogenic massive sulfide ores,
13 Bulletin of the Geological Survey of Japan, vol.58 (1/2), p.7-22.

14 ILZSG (2006) World Directory 2006: Primary and Secondary Lead Plants, International Lead and Zinc
15 Study Group.

16 U.S. EPA (1995) Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Volume I: Stationary Point and Area
17 Sources, AP-42, fifth edition.

18 アルム出版社 (2006) 工業レアメタル 122.

19 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る化学物質管理マニ
20 アル。

21 兵庫県 (2002) 平成 13 年度浮遊粒子状物質総合対策に係る発生源における炭化水素類排出実態調
22 査並びにばいじん中の元素含有率実態調査報告書。

23 飯村晃 (1987) 油燃焼施設におけるバナジウム、ニッケルの燃料中含有量と排出量、千葉県公害
24 研究所研究報告、第 19 巻、第 2 号、pp.11-16.

25 飯豊修司, 内藤季和, 星野充, 鈴木房宗, 鈴木将夫 (1980) 大型ボイラーから排出されるダスト
26 及びダスト中金属の粒度分布に関する研究—処理装置による粒度分布の変化—, 千葉県公害研
27 究所研究報告, 第 12 巻, 第 2 号, pp.1-15.

28 飯豊修司, 鈴木房宗, 内藤季和, 星野充, 鈴木将夫 (1983) ガラス溶融炉から排出されるダスト
29 の特性, 千葉県郊外研究所研究報告, 第 15 巻, 第 1 号, pp.31-40.

30 伊藤茂男, 横山隆壽, 朝倉一雄 (2002) 石炭火力発電所の微量物質排出実態調査、電力中央研究

- 1 所報告 W02002.
- 2 貴田貴子, 酒井伸一, 芝川重博, 松本暁洋 (2003) 一般廃棄物焼却炉のダイオキシン類対策に伴
3 う重金属類の排出抑制効果に関する研究, 環境化学 13(1), pp.51-67.
- 4 木原諄二他編 (1999) 金属の百科事典, 丸善.
- 5 小林憲弘, 内藤航, 中西準子 (2006) 詳細リスク評価書シリーズ 9, 鉛, pp.1-282, 丸善.
- 6 水上和子, 竹内庸夫, 野辺博 (1986) ごみ焼却に伴って排出されるばい煙の挙動 (第 2 報), 埼玉
7 県公害センター年報第 13 号, pp.45-55.
- 8 日本金属学会編 (1993) 金属データブック, 丸善.
- 9 小野恭子, 蒲生昌志, 中西準子 (2008a) 詳細リスク評価書シリーズ 13, カドミウム, pp.1-369,
10 丸善.
- 11 小野恭子, 中西準子 (2008b) 詳細リスク評価書シリーズ 21, 六価クロム, pp.1-290, 丸善.
- 12 社団法人日本メタル経済研究所 (2006a) 非鉄金属製錬所データ&マップ, 世界の主要な製錬所,
13 銅.
- 14 社団法人日本メタル経済研究所 (2006b) 非鉄金属製錬所データ&マップ, 世界の主要な製錬所,
15 亜鉛.
- 16 恒見清孝, 中西準子 (2008b) 詳細リスク評価書シリーズ 19, ニッケル, pp.1-297, 丸善.
- 17 山本浩, 横山隆, 大下和徹, 高岡昌輝, 武田信夫 (2007) 一般廃棄物焼却プロセスにおける有価
18 金属の落じん灰への移行挙動の解明, 廃棄物学会論文誌 18-5, 314-324.
- 19 安田憲二, 大塚幸雄, 金子幹宏 (1981) 都市ごみ焼却に伴う重金属の排出挙動—ごみ組成による
20 排出量の変化—, 大気汚染学会誌, 16(5), pp.333-338.
- 21
- 22 引用
- 23 JOGMEC (2005), 鉱物資源マテリアルフロー, 独立行政法人石油天然ガス・金属鉱物資源機構,
24 <http://mric.jogmec.go.jp/>
- 25
- 26